

**Universidade de Lisboa**  
Faculdade de Ciências  
*Departamento de Biologia Animal*



Influência do pastoreio na comunidade de  
invertebrados epígeos e resposta do insectívoro  
*Crocidura russula*: um caso de estudo na  
Companhia das Lezírias (Portugal)

Ana Laura Raposo Carreiras  
**Dissertação**  
Mestrado em Biologia da Conservação  
2014

**Universidade de Lisboa**  
Faculdade de Ciências  
*Departamento de Biologia Animal*



Influência do pastoreio na comunidade de invertebrados  
epígeos e resposta do insectívoro *Crocidura russula*: um caso  
de estudo na Companhia das Lezírias (Portugal)

Ana Laura Raposo Carreiras

**Dissertação**

Orientadores:

Margarida Santos-Reis

Artur Serrano

Mestrado em Biologia da Conservação

2014

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar, quero agradecer a todos que directamente ou indirectamente ajudaram a elaborar a tese, em particular:

À professora Margarida Santos-Reis e ao Professor Artur Serrano por terem aceite ser meus orientadores. Encaminhando-me na resolução de problemas assim como no apoio científico em toda a elaboração da tese e obrigada pelo apoio nas dúvidas;

À Sandra Alcobia e à Paula Gonçalves por me terem ensinado a apanhar os “ratinhos”, e pela ajuda no trabalho de campo. Ao Carlos Aguiar e Pedro Martins por me terem ajudado na identificação dos artrópodes e na componente estatística;

Aos meus pais por terem investido em mim, e um agradecimento especial pela ajuda, sempre que possível, na apanha do musaranho;

Ao Rafael Augusto, Vanessa Mota, Diogo Cabecinha e Nuno Gonçalves pela ajuda no trabalho de campo e também aos meus amigos que queriam, mas não “foram”;

Obrigada a todos que me fizeram ver que existe vida para além da faculdade e que temos que lutar para conseguir atingir os nossos objectivos;

À Catarina Penim, que foi minha parceira nestes 9 meses de campo e que sem ela isto teria sido mais triste;

Ao Engenheiro Rui Alves, por ter aceite a minha proposta de trabalho; aos senhores guardas que me ajudaram a salvar a xtruditas do afundança na lama e ao sr. Marinho por me abrir a cancela sempre que precisava;

À Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, ao Centro de Biologia Ambiental (CBA) e à Companhia das Lezírias que permitiram a realização da tese.

## RESUMO

O pastoreio é um uso dominante da terra a nível global, afectando a biodiversidade e os processos ecológicos a nível dos ecossistemas. Em ecossistemas mediterrânicos, as pastagens são um dos principais motores ecológicos e evolutivos, mas, surpreendentemente, há pouca informação sobre o uso de pastagens como uma ferramenta para gerir a biodiversidade nesses ecossistemas. *Crocidura russula* é um mamífero insectívoro com efeitos “top-down” nas comunidades de artrópodes e “bottom-up” nos mamíferos e aves que dele se alimentam.

Neste estudo pretendeu-se avaliar a variação de abundância de invertebrados epígeos em consequência da pressão de pastoreio e a resposta de *C. russula* a essa variação nas suas presas. Para tal procedeu-se à amostragem mensal, por armadilhagem, de pequenos mamíferos, à amostragem de invertebrados epígeos em armadilhas de queda e à caracterização do habitat segundo diversos parâmetros de composição e estrutura do solo e vegetação, em parcelas pastoreadas e não pastoreadas (3 replicados por parcela) na Charneca do Infantado (Companhia das Lezírias).

Apesar de se observar uma maior riqueza de ordens nos locais pastoreados, a abundância de invertebrados epígeos variam de local para local ( com e sem pastoreio), dependendo das classes, ordens e famílias. A abundância de *C. russula*, por outro lado, revelou-se elevada nas zonas excluídas ao pastoreio e reduzidas nas zonas de montado que sofrem o impacto do pastoreio. A acção do pastoreio diminui a qualidade do habitat, causando sobretudo a diminuição da cobertura vegetal. A presença de uma maior cobertura da vegetação influencia a abundância deste musaranho, pois providencia locais de abrigo e alimento.

Os resultados demonstraram uma correlação positiva entre a abundância de musaranhos e a classe Chilopoda e a família Staphylinidae. Uma correlação negativa com a família Carabidae e a ordem Hymenoptera (sem contar com a família Formicidae). Mas pelo facto desta espécie de pequeno mamífero ser generalista tal significa que a espécie tem à disposição alimento nos dois tipos de locais.

É verificado então que a abundância de *Crocidura russula* é afectada pela presença de pastoreio e que a pressão de pastoreio dos locais estudados não era intensa o suficiente para criar grandes alterações na abundância de invertebrados epígeos.

Estes resultados acentuam a necessidade de uma gestão adequada destes habitats, de modo a conservar a biodiversidade nas paisagens rurais actuais.

**Palavras-Chave:** Invertebrados epígeos, musaranho-de-dentes-brancos, pastoreio, sistema mediterrânico, Montado

---

## ABSTRACT

Grazing is a dominant land use globally, affecting biodiversity and ecological processes at the level of ecosystems. In Mediterranean ecosystems, pastures are a major ecological and evolutionary engines, but, surprisingly, there is little information about the use of pastures as a tool to manage biodiversity in these ecosystems. *Crocidura russula* is an insectivore mammal with top-down effects on arthropod communities, it also has bottom-up effects in mammals and birds that are their predators.

In this study we sought to evaluate the change in abundance of invertebrates as a result of grazing pressure and *C. russula* response to this variation in their prey. To do this, we performed a monthly capture where we trapped small mammals and epigeal invertebrates in pitfall traps. The characterization of the habitat was according to various parameters of composition and structure of soil and vegetation in grazed plots and not grazed plots (3 replicates per share) in Charneca do Infantado (Companhia das Lezírias).

Although a great number of orders was seen at grazed sites, the wealth of epigeal invertebrates sees fluctuations considering if the place is grazed or non-grazed.

Abundance of *C. russula* was noted in non-grazed areas and reduced abundance in areas that suffer the impact of grazing. The action of grazing decreases the quality of habitat, especially causing the decrease in vegetation cover, the presence of greater vegetation cover influences the abundance of this shrew because it provides shelters and food.

The results showed a positive correlation between the abundance of shrews and Chilopoda and the family Staphylinidae. A negative correlation was shown with the Carabidae family and the Hymenoptera order (not counting with the family Formicidae). Since this small mammal is generalist, it means that *C. russula* has food available in grazed and non-grazed sites.

It is found that the abundance of *Crocidura russula* is affected by the presence of grazing, also grazing pressure of sites studied was not intense enough to create major changes in the amount of invertebrates.

These results emphasize the need for proper management of these habitats, in order to conserve biodiversity in the current rural landscapes.

**Keywords:** epigeal invertebrates, greater white-toothed shrew, cattle grazing, Mediterranean landscape, Montado

**O presente estudo foi realizado no âmbito de dois projectos:**

- a) Um protocolo de pesquisa estabelecido desde 2007 entre a Companhia das Lezírias, S.A. (CL) e o Centro de Biologia Ambiental (CBA), uma unidade de pesquisa e desenvolvimento da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL).
- b) Projecto LTER Montado (FCT - LTER/BIA-BEC/0048/2009) - Investigação socio-ecológica de longo prazo numa paisagem cultural Mediterrânica.

## ÍNDICE

1.	INTRODUÇÃO .....	8
1.1	A conversão de habitats nativos na Região mediterrânica .....	8
1.2	Impactos directos e indirectos da acção humana na biodiversidade em ambientes Mediterrânicos .....	9
1.3	Efeitos a curto prazo e a longo-prazo sobre a comunidade de invertebrados e resposta dos seus predadores .....	11
1.4	Exclusão do pastoreio como medida de gestão na perspectiva da conservação .....	13
1.5	Os invertebrados epígeos e os insectívoros – <i>Crocidura russula</i> como caso de estudo .....	14
1.6	Objectivos do estudo .....	16
2.	MATERIAL E MÉTODOS .....	17
2.1	Área de Estudo .....	17
2.2	Amostragem de invertebrados epígeos .....	19
2.3	Amostragem de <i>Crocidura russula</i> .....	20
2.4	Caracterização Ambiental .....	22
2.5	Análise Estatística .....	25
3.	RESULTADOS .....	27
3.1	Invertebrados epígeos .....	27
3.1.1	Diversidade e abundância relativa .....	27
3.1.2	Efeito dos parâmetros ambientais .....	28
3.1.3	Efeitos do Pastoreio .....	30
3.2	<i>Crocidura russula</i> .....	31
3.2.1	Abundância relativa .....	31
3.2.2	Estrutura populacional .....	33
3.2.3	Efeito dos parâmetros ambientais .....	35
3.2.4	Efeito dos invertebrados epígeos .....	37
3.2.5	Efeito do pastoreio .....	38
4.	DISCUSSÃO .....	43
4.1	Efeitos directos do pastoreio nos invertebrados epígeos e em <i>C. russula</i> .....	44
4.2	Resposta de <i>Crocidura russula</i> às variações de abundância de invertebrados epígeos .....	47
4.3	Limitações dos dados .....	49
4.4	Considerações finais .....	49
5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	51
6.	ANEXOS .....	57

## **1. INTRODUÇÃO**

### 1.1 A conversão de habitats nativos na Região mediterrânica

Os ecossistemas mediterrânicos ocupam apenas 1,2% da superfície terrestre e, resultado das suas características climáticas (verões quentes e secos e invernos húmidos e frios), encontram-se geograficamente bem delimitados. Em Portugal, a mancha mediterrânica concentra-se maioritariamente entre o rio Tejo e o limite sul do país, abrangendo toda a região Alentejana e Algarvia (Blondel & Aronson, 1999).

A biodiversidade actual desta região está associada às alterações provocadas pelo Homem nos habitats nativos ao longo dos séculos. A pressão antropogénica a que estes têm sido submetidos (por ex., incêndios florestais, desmatção, agricultura e pastorícia), moldaram e transformaram a paisagem original (Blonden & Aronson, 1999; De Miguel, 1999; Olea & San Miguel-Ayanz, 2006).

Ao longo do tempo, a mata mediterrânica transformou-se numa manta de retalhos de habitats, complexa, intrincada e dinâmica, com ciclos regulares de degeneração e regeneração, em virtude da intervenção humana tendencialmente muito localizada. A complexidade estrutural da vegetação que caracteriza esta mata constitui também uma razão para a excepcional riqueza dessas áreas em vida selvagem, especialmente no que se refere a plantas e invertebrados (Kerstin, 2010). Contudo, esta não é, de forma nenhuma, o único habitat rico em espécies existente na região mediterrânica. Muitas zonas continuam a ser dominadas por grandes extensões de florestas naturais, que se mantêm relativamente intocadas pelo Homem (Kerstin, 2010).

A Região mediterrânica possui não apenas uma biodiversidade muito rica, mas também um grande número de espécies que não existem em nenhum outro lugar do mundo. A taxa de endemismo é excepcionalmente elevada, tanto em terra como no mar. Esta Região é considerada um dos principais focos de biodiversidade do planeta (Kerstin, 2010).

A exploração agrícola tem-se tornado mais intensiva nos terrenos mais férteis, com a marginalização e o abandono das terras menos produtivas, causando danos acrescidos no ecossistema. (Perez, 1990; Pinto-Correia, 1993; Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999; Pinto-Correia, 2000; Plieninger & Wilbrand, 2001). Esta tendência da intensificação da exploração agrícola já demonstrou ser responsável pelo aumento da degradação do ambiente tornando-se necessário a definição de medidas de gestão específicas para os sistemas de exploração, tendo em atenção as características ecológicas destes ecossistemas e o desenvolvimento do habitat, salvaguardando a conservação das paisagens mediterrânicas de maior interesse e também o menor impacto que causará à biodiversidade aí existente (Perez, 1990).



A pastagem de gado começou a crescer na zona oriental Mediterrânica, nos primeiros anos do Holoceno (Papanastasis, 2006; ICNF, 2013). Na actualidade, esta técnica traduz-se num uso dominante da terra global, que afecta os ecossistemas. É uma ferramenta para gerir a biodiversidade nestes ecossistemas, visto que as pastagens são um dos principais motores ecológicos e evolutivos, mas surpreendentemente, há pouca informação sobre o uso de pastagens como uma ferramenta para gerir a biodiversidade nesses ecossistemas (Pinto, 2012).

### 1.2 Impactos directos e indirectos da acção humana na biodiversidade em ambientes Mediterrânicos

A conversão de manchas de floresta mediterrânica em campos de cultivo com a presença intermitente do gado deu origem aos primórdios dos sistemas de exploração agro-silvo-pastoris. Os diferentes sistemas de exploração variam entre si em termos da sua produtividade e dinâmica de desenvolvimento, no entanto as suas funções encontram-se muitas vezes interligadas (Eichhorn *et al.*, 2006). Um exemplo de sucesso de um sistema agro-silvo-pastoril tradicional é o montado, cuja paisagem se define pela diversidade de espécies arbóreas e onde árvores nativas, entre as quais, a azinheira (*Quercus ilex*), o sobreiro (*Quercus suber*) e o carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*) se encontram espalhadas ao longo de um *continuum* de pastagens (Pinto Correia, 1993; Eichhorn *et al.*, 2006; Tárrega *et al.*, 2009).

Por serem sistemas agrícolas multifuncionais, fornecem uma ampla diversidade de bens e serviços, que vão da sombra e alimento para o gado à produção de cereais, carvão de madeira e cortiça. Estas actividades resultaram no desenvolvimento de uma estrutura de vegetação particularmente complexa que, combinada com uma gestão dinâmica, proporciona uma elevada riqueza de habitats e micro-habitats para a vida selvagem. Em termos ambientais os montados, nomeadamente os de sobreiro, desempenham funções importantes na conservação do solo, na regularização do ciclo hidrológico e na qualidade da água, na produção de oxigénio e consequente sequestro do carbono da atmosfera (Patacho, 2012; Kerstin, 2010; Pereira, 2010).

O clima mediterrânico que se faz sentir em Portugal, fornece um óptimo ecológico ao sobreiro que se encontra distribuído por todo o território continental nacional, com excepção de altitudes elevadas e zonas com temperaturas reduzidas no Inverno. Os sobreiros ocorrem geralmente associados em povoamentos, formando sobreirais ou montados de sobreiro, que são ecossistemas florestais muito importantes tanto em termos ambientais como socioeconómicos. O sobreiro, espécie protegida pela legislação nacional (Patacho, 2012), é

uma das espécies da floresta portuguesa primitiva que mais importância teve pela sua ampla distribuição no Centro e Sul do país; contudo, a expansão demográfica e o aproveitamento agrícola das terras mais férteis, foram ao longo dos séculos, reduzindo a área ocupada pela floresta primitiva, tendo o sobreiro, em muitas zonas sido preterido em detrimento de outras espécies, devido essencialmente à produção de madeira, como aconteceu com a expansão do pinhal, inicialmente, e com o eucaliptal posteriormente (Kerstin, 2010). Considerando as restrições ambientais do montado em termos climáticos e edáficos, a sua exploração passa por uma gestão diversificada, de modo a aproveitar todos os recursos naturais com elevada eficácia no uso de energia e nutrientes e tendo em conta a flutuação anual típica da produtividade (Pinto Correia, 1993; De Miguel & Gómez Sal, 2002; Olea & San Miguel-Ayanz, 2006).

Estes ecossistemas florestais mediterrânicos são extremamente ricos em termos de biodiversidade. Providenciam mais nichos ecológicos e possibilitam mais modos de exploração de recursos, permitindo assim a subsistência de uma elevada diversidade de plantas e animais (Plieninger & Wilbrand, 2001; Tews *et al.*, 2004). Na maioria dos habitats, a variabilidade das comunidades vegetais vão determinar a estrutura física do ambiente, e, por isso, terão uma influência notável nas distribuições e interações que se estabelecem com espécies animais (Bazzaz, 1995; Tews *et al.*, 2004).

O montado, como uma grande área de sobreiro e azinheira, muitas vezes artificialmente plantadas, normalmente é constituído apenas por uma única espécie, seleccionada entre as que antes compunham este andar de vegetação. O seu sub-coberto é regularmente alterado por actividades como o pastoreio. Mas apesar de toda esta artificialização e simplificação da estrutura vertical, a riqueza faunística dos montados de sobreiro é considerável. Isto acontece, nomeadamente porque no espaço horizontal a estrutura do montado varia muito, conjugando-se e interpolando-se áreas de diferente densidade de arvoredo e de diferentes condições de sub-coberto (pastagem, cultura ou mato mais ou menos desenvolvido) (Krestin, 2010).

Estas “nuances” na paisagem do montado de sobreiro são importantíssimas para a fauna, fruto de diferentes condições de micro-habitat ou de novos nichos oferecidos e daí os reflexos positivos na diversidade. Contudo, a diversidade dos montados não se deve exclusivamente à heterogeneidade horizontal, mas também às características do arvoredo. Por um lado, tratam-se de carvalhos autóctones que possuem uma fauna de invertebrados abundante e diversificada. Por outro, é composta por grandes árvores adultas e maduras, as quais, fruto da sua própria natureza (folhosas) e das feridas provocadas principalmente pelas podas de formação, estão repletas de cavidades naturais, criando um vasto leque de nichos. Outras razões concorrentes para a diversidade faunística dos montados, têm a ver

---

com a existência de extensas manchas praticamente contínuas de sobro (que nalguns casos atingem milhares ou dezenas de milhares de hectares), bem como o carácter extensivo das intervenções agro-florestais em grande parte desta área. Elas terão certamente muita importância para algumas espécies, entre as quais predadores e outros animais de médio a grande porte.

Para além da heterogeneidade de habitats, algumas características do montado inerentes aos sistemas agrários tradicionais contribuem também para a manutenção de uma biodiversidade elevada: a reduzida utilização de produtos agroquímicos; intensidades de exploração adaptadas às potencialidades do meio; utilização de animais domésticos adaptados às condicionantes ambientais locais; usos diversificados e espaçados no tempo; e imitação de padrões naturais (De Miguel & Gómez Sal, 2002). O montado possui então uma elevada biodiversidade faunística e florística, incluindo espécies endémicas (Pinto-Correia, 2000; Plieninger, 2006).

Assim, o montado é um bom exemplo de que a conservação da biodiversidade depende não só de áreas protegidas (como Reservas e Parques Naturais, entre outros) mas também da preservação de áreas dominadas pelo homem, como as pastagens e da sua correcta gestão (Fitzgibbon, 1997; Burel *et al.*, 1998).

### 1.3 Efeitos a curto prazo e a longo-prazo sobre a comunidade de invertebrados e resposta dos seus predadores

A co-existência, num simples espaço, de diferentes actividades e exploração da terra, como a produção de cortiça e o pastoreio, cria diferentes habitats para múltiplas espécies. O pastoreio tem um papel essencial no controlo do estrato arbustivo e herbáceo e no aumento da fertilidade do solo. No entanto, a exploração extensiva de gado de espécies e raças tradicionais adaptadas ao montado (ovelhas e cabras) tem vindo a ser substituída pela criação em regime intensivo de raças mais produtivas de gado bovino que causam danos acrescidos no ecossistema, ao nível da regeneração natural do coberto vegetal e da compactação do solo (Pinto-Correia 1993; Pinto-Correia & Mascarenhas 1999; Pinto-Correia 2000; Plieninger & Wilbrand, 2001).

Como já referido, o pastoreio reduz a vegetação herbácea, o que pode resultar na diminuição da abundância de artrópodes que são alimento para aves, morcegos, micromamíferos insectívoros e mesmo para outros grupos de animais que tenham como parte da dieta este grupo. Esta redução da vegetação herbácea e do crescimento da vegetação arbustiva irá reduzir o alimento e as fontes de néctar disponíveis para os invertebrados, excepto para os que habitam nas copas das árvores. Esta redução será

---

acompanhada por uma perda de espécies de invertebrados, particularmente borboletas (Tubbs, 1986). O pastoreio pode ajudar a manter estes habitats limitando a dispersão de sementes que competem com espécies de plantas herbáceas que produzem néctar. Alguns invertebrados podem beneficiar com o aumento do pastoreio já que se refugiam ou repousam em locais onde podem obter luz solar directa e assim uma redução na vegetação rasteira irá melhorar os seus habitats (Tubbs, 1986). Putman (1989) também encontrou uma maior abundância de aranhas em locais pastoreados em detrimento dos não pastoreados. Os excrementos de gado, representam um importante habitat para alguns invertebrados: um grande número de coleópteros coprófagos, dípteros, minhocas, nemátodes, formigas e colembolos (Dennis *et al.*, 1998). Locais favorecidos pelo gado para descansarem à noite ou se abrigarem da chuva ou calor podem estar cobertos de excrementos ou urina, atraindo um grande número de escaravelhos coprófagos e os seus predadores. Deste modo é possível reforçar a ideia de que a presença do gado no sistema montado pode ser uma mais-valia para a biodiversidade local quando sob uma gestão equilibrada. No entanto, o uso de drogas para controlar parasitas internos pode reduzir drasticamente os invertebrados associados aos excrementos (Dennis *et al.*, 1998).

O efeito do pastoreio na diversidade de invertebrados pode assim ser dividido em efeitos a curto e a longo prazo. Os efeitos a curto prazo estão ligados à simplificação da arquitectura das plantas, por exemplo a destruição de nichos específicos de alimentação, que se traduzem na redução da diversidade de invertebrados dos grupos taxonómicos que dependem dessas estruturas. Outro dos efeitos a curto prazo é o rejuvenescimento do tecido da planta devido ao crescimento das plantas pastoreadas, disponibilizando mais nutrientes para estes animais. Os efeitos a longo prazo são visíveis na composição das comunidades vegetais e na sua estrutura (Kruess & Tschardt, 2002).

A maior abundância e diversidade de pequenos mamíferos está associada a locais com abundância de vegetação herbácea e arbustiva (Petty, 1998). Estudos demonstraram que áreas de pastoreio muito intenso, com pouca vegetação herbácea e arbustiva, têm uma reduzida população de pequenos mamíferos (Putman, 1989; Dennis *et al.*, 1998).

Em habitats semi naturais, onde a intensidade de pastoreio é reduzida, observa-se uma maior diversidade de vegetação herbácea e arbustiva, criando habitats adequados para uma grande variedade de pequenos mamíferos e seus predadores. Os excrementos do gado doméstico tem um elevado número de invertebrados associados onde uma grande parte de mamíferos, incluindo musaranhos, forrageiam (Simões, 2009; Guilherme, 2010).

Um dos pequenos mamíferos afectado pelo pastoreio é o musaranho-de-dentes-brancos *Crocidura russula* (Hermann 1780). É das espécies de musaranho mais generalistas e mais tolerantes à perturbação, podendo colonizar os campos agrícolas, principalmente campos

---

de milho (Millán *et al.*, 2003; Butet *et al.*, 2006a; Michel *et al.*, 2007). Porém, esta espécie revela-se sensível ao pastoreio, apresentando abundâncias mais elevadas em zonas livres desta prática. Para além disso, o aumento da sua abundância depende do tempo desde a saída do gado do local, o que pode indicar uma recuperação lenta das populações de *C. russula* após o abandono do gado (Guilherme, 2010). Pensa-se que o pastoreio afecte a abundância de *Crocidura russula*, visto que a sua abundância é mais elevada em zonas com bastante vegetação alta e de porte arbustivo, que confere maior protecção contra predadores e maior disponibilidade de alimento. O pastoreio também leva à compactação do solo devido ao pisoteio o que dificulta a formação de tocas e abrigos por este pequeno mamífero (Guilherme, 2010).

Deste modo, um pastoreio excessivo pode afectar a estrutura e composição da estrutura da vegetação e da fauna dependente afectando a dinâmica do ecossistema (Undersander, 2002).

#### 1.4 Exclusão do pastoreio como medida de gestão na perspectiva da conservação

O pastoreio é uma componente fundamental dos montados. O maneio e a gestão cuidada do pastoreio são fundamentais para manter níveis de regeneração arbórea adequados à sustentabilidade do sistema. Para além da regeneração arbórea, o pastoreio pode também afectar a estrutura e composição florística da vegetação e da fauna dependente. Sempre que a dimensão da propriedade o permita, o pastoreio rotacional, pode contribuir para manter níveis de regeneração adequados.

Em qualquer sistema, o pastoreio, para ser praticado correctamente envolve algumas regras, das quais se destaca o uso da pastagem com cargas animais adequadas à sua produtividade, evitando o sobre-pastoreio durante períodos prolongados, pois este conduz à destruição de muitas plantas, e à consequente degradação da pastagem, ficando exposta à erosão (Undersander, 2002). Mas há também que evitar o sub-pastoreio, seja durante o período de crescimento da erva, em que um pastoreio insuficiente pode conduzir ao envelhecimento (e eventual apodrecimento) da erva degradando a sua produção e qualidade, seja durante o verão em que a vegetação está mais seca, já que se não for suficientemente removida irá por em risco a regeneração e persistência das pastagens (Cavaco & Calouro, 2006).

A selecção por um tipo de pastoreio adequado ao local pode ser conduzida de forma compatível com a conservação dos valores naturais; condicionando o pastoreio em determinada época do ano, ou criando bolsas de salvaguarda de pastoreio em locais

considerados mais sensíveis dentro da área de distribuição de espécies/habitats sensíveis, entre outras opções possíveis (ICNF, 2013; Paulino *et al.*, 2002; Pereira, 2010; Pinto, 2012).

Uma gestão eficaz de habitats antropogénicos, como os montados, combina níveis de pastoreio que permitem a manutenção de uma elevada diversidade biológica. Deste modo, deve-se promover habitats heterogéneos que alberguem a maior biodiversidade possível (Fuhlendorf & Engle, 2001).

### 1.5 Os invertebrados epígeos e os insectívoros – *Crocidura russula* como caso de estudo

Os invertebrados são componentes importantes na estrutura e funcionamento dos ecossistemas devido à sua grande diversidade, ubiquidade e importância ecológica. Eles são a base de todos os ecossistemas, ajudando nos processos de reprodução e dispersão das plantas, na decomposição da matéria orgânica, e na reciclagem de nutrientes do solo, bem como ao constituir a base da alimentação de muitos outros animais (Dennis, 1998). Estes são, de longe, os mais abundantes e mais diversos elementos faunísticos do ecossistema e têm um papel único no ecossistema, muitas vezes ainda mal compreendido. Os invertebrados que habitam e se deslocam à superfície do solo (invertebrados epígeos) são importantes no processo de decomposição pois alimentam-se de restos de plantas, partículas orgânicas, outros invertebrados, excrementos, etc (Butler & Trumble, 2008).

A natureza é um sistema dinâmico, onde predomina a inter-relação entre os seres vivos e o meio em que vivem, sendo que os diferentes elementos (animal, planta e solo) interagem entre si, e a modificação de um condiciona a alteração de outro (Jacobs *et al.*, 2014). Os invertebrados epígeos vivem permanentemente, ou passam uma ou mais fases do seu ciclo de vida, no solo, variando em tamanho e diâmetro, o que lhes confere habilidade diferenciada na adaptação ao habitat e estratégias de alimentação (Aquino & Correia, 2005).

O desequilíbrio destas comunidades pode ter consequências gravosas como a explosão de pragas ou a destruição da estrutura física do solo e consequente perda da fertilidade e da capacidade produtiva (Nunes *et al.*, 2008) influenciando os processos biológicos dos ecossistemas naturais. Sabe-se que os invertebrados do solo que compõem a fauna edáfica são bioindicadores da degradação do solo podendo ser úteis na identificação de agroecossistemas degradados, uma vez que a sua diversidade tende a ser reduzida em sistemas com muita perturbação humana (Nunes *et al.*, 2008). Essa diversidade sofre uma variação sazonal sendo que certos grupos de invertebrados aparecem ou não durante determinadas épocas do ano dependendo do tipo e forma que a vegetação apresenta durante os períodos de chuva e seca. Contudo, a acção antrópica quer directa quer

---

indirecta, é aquela que actua com maior incidência sobre a riqueza, diversidade e abundância das populações desta comunidade (Silva *et al.*, 2010).

Entre os pequenos mamíferos presentes no montado de sobro, e que estão dependentes dos invertebrados epígeos enquanto recursos alimentares, destaca-se *Crocidura russula*. Este insectívoro tem uma importância inerente aos seus efeitos “top-down” nas comunidades de plantas e artrópodes e o seu efeito “bottom-up” nos mamíferos e aves que dele se alimentam. Embora beneficiando do estatuto de espécie não ameaçada, está incluída no Anexo III da Convenção de Berna (Convenção sobre a Vida Selvagem e os Habitats Naturais na Europa) como espécie parcialmente protegida, sujeita a regulamentação especial, ocorrendo em numerosas áreas protegidas (Aulagnier *et al.*, 2008).

*Crocidura russula* é um pequeno insectívoro pertencente à família Soricidae. É uma das espécies da sub-família Crocidurinae que se distinguem da sub-família Soricinae por não possuírem a ponta dos dentes avermelhada. Encontra-se distribuída por Portugal Continental onde é muito abundante e com uma tendência populacional estável. É considerada uma espécie abundante e não apresenta, actualmente, problemas de conservação. No entanto, devido à sua relação comensal com o homem, pode ser afectado pelo uso de insecticidas e outros químicos tóxicos. *Crocidura russula* é presa habitual de rapinas nocturnas e de mesocarnívoros (Gonçalves *et al.*, 2013).

Como espécie generalista, ocupa uma grande variedade de ambientes. Está associada a montados de sobro e azinho, matagal mediterrânico, zonas de pastagem, zonas cultivadas (normalmente nos muros de pedra que rodeiam as propriedades), ecótonos (zonas de transição entre habitats) e, por vezes, pinhais. Frequentemente ocupa ambientes humanizados (especialmente durante o Inverno), estando associado a jardins, quintas e edifícios rurais ligados à agricultura ou exploração de gado. Seleccionam contudo locais que providenciam vegetação densa ao nível do solo e folhagem para poder forragear e para servir de refúgio contra predadores. O forrageio na folhagem também permite o aumento de acesso às presas (Dickman, 1995).

De hábitos solitários, esta é uma espécie preferencialmente noctívaga, mas também pode estar activa durante o dia. Utiliza buracos ou vegetação seca, troncos de árvores ou manta morta para se refugiar. Ocupa pequenas áreas vitais (75 a 395 m<sup>2</sup>), que se podem sobrepor. No Inverno estes territórios são ainda mais pequenos e, durante a época de reprodução, são compartilhados por macho e fêmea, que normalmente são muito agressivos para quaisquer intrusos. Adapta-se facilmente à escassez de alimento, permanecendo entorpecido, durante algumas horas, para diminuir o seu metabolismo (Costa, 2009; Gonçalves, 2013).

---

A dieta deste mamífero baseia-se em pequenos invertebrados (insectos, aracnídeos) e, ocasionalmente, captura pequenos vertebrados, principalmente lagartos e roedores juvenis. Consome cerca de 48% do seu peso por dia. Alimenta-se preferencialmente ao entardecer e ao amanhecer, mas pode contudo, fazê-lo noutros momentos do dia (Aulagnier *et al.*, 2008; Costa, 2009). Como espécie generalista também a nível alimentar, consome um largo espectro de invertebrados, variando também nas dimensões das suas presas. Os artrópodes que parecem apresentar uma maior frequência de ocorrência na sua dieta pertencem às ordens Hymenoptera, Diptera e Coleoptera, sendo seguidas por Homoptera, Lepidoptera, Dermaptera, Orthoptera, Isopoda e espécies da classe Chilopoda (McCay & Storm, 1997; Churchfield *et al.*, 2006; Brahmi *et al.*, 2012). Destas presas, as que contribuem com um maior volume de biomassa são os Orthoptera, Chilopoda e Coleoptera (Brahmi *et al.*, 2012). Na Primavera pensa-se que o componente alimentar mais importante são os Isopoda, no Verão larvas de Lepidoptera e no Inverno pupas de Diptera (Bauerová, 1988). Devido ao seu elevado metabolismo, a disponibilidade alimentar é um factor determinante dos padrões de distribuição e abundância da espécie (McCay & Storm, 1997; Churchfield *et al.*, 2006; Brahmi *et al.*, 2012) sendo como tal expectável que quaisquer factores que promovam alterações nas comunidades de invertebrados epígeos provoquem uma resposta indirecta da espécie.

#### 1.6 Objectivos do estudo

Os pequenos mamíferos são elementos-chave num ecossistema. Considerando a sua posição na cadeia alimentar, espera-se que a sua resposta face às práticas de gestão e estrutura da paisagem reflecta a condição de outras espécies, nomeadamente a dos mamíferos carnívoros. Por outro lado, apresentam um rápido “turn over”, facto que permite detectar variações na qualidade e adequabilidade dos habitats em estudo (Simões, 2009).

O presente estudo pretende verificar se existe uma resposta, por parte do musaranho-dentes-brancos (*Crocidura russula*) na Companhia das Lezírias (propriedade agro-pecuária), à variação de abundância de invertebrados epígeos em consequência da pressão de pastoreio. Desta forma, averiguar-se-á se a abundância de invertebrados varia proporcionalmente à pressão de pastoreio (tendo como base parcelas que foram excluídas ao pastoreio e parcelas que permanecem pastoreadas) e qual a influência desta variação na abundância deste insectívoro. Espera-se que os resultados deste estudo contribuam para a aplicação de medidas de gestão que impliquem um menor impacto do pastoreio sobre comunidade destes musaranhos e também da sua disponibilidade alimentar.



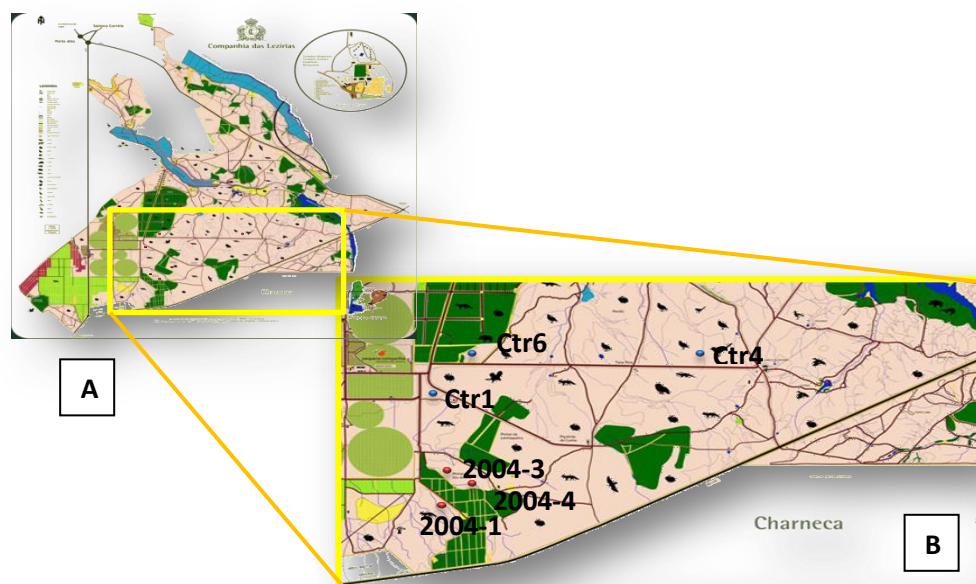
## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Área de Estudo**

A Companhia das Lezírias, S.A., sociedade anónima de capitais públicos sob tutela do Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural das Pescas e do Ministério das Finanças, que passará a ser referida como CL, é a maior exploração agro-pecuária e florestal de Portugal. Situada nos concelhos de Benavente, Vila Franca de Xira e Salvaterra de Magos, tem como principais áreas a Charneca do Infantado com 11.000ha, a Lezíria de Vila Franca com 7.000ha, o Catapereiro e os Pauis (Magos, Belmonte e Lavouras). O clima da área é Mediterrânico, com Verões quentes e secos e Invernos frios e húmidos (Pereira, 2010).

A Charneca do Infantado, área seleccionada para este estudo, é caracterizada por solos arenosos, pobres (regossolos e podzois, não hidromórficos), com problemas de drenagem. A maior ocupação da Charneca é florestal, sendo representada por povoamentos de sobreiro (6.725ha) - a maioria deste sob a forma de montado de sobre-, pinheiro bravo (962ha), de pinheiro manso (574ha) e de eucalipto (480ha), cerca de 74% da área da Charneca. Na Charneca são explorados diversos recursos como culturas de regadio, arrozal, olival, vinha, floresta, turismo, criação equestre, actividades cinegéticas e produção de gado bovino a que se associa às pastagens biodiversas e pastagens de sub-coberto em modo de produção biológico (Pereira, 2010).

Para avaliar a influência do pastoreio nos invertebrados epígeos e a resposta de *C. russula*, foram seleccionadas duas zonas de amostragem, cada uma com três replicados com uma área aproximada de 0,01 km<sup>2</sup>: uma onde o pastoreio por gado bovino foi excluído no ano de 2004 (parcelas 2004-1, 2004-3, 2004-4) e outra, apelidada de Controlo (parcelas Ctr-01, Ctr-04, Ctr-06), onde a prática do pastoreio continua activa (Fig.1). Todos estes replicados são locais de monitorização ecológica a longo-prazo no contexto do Sítio LTER Montado(LTER, 2012). Os Sítios LTER (Long Term Ecological Research) fazem parte de uma rede internacional de investigação e monitorização a longo-prazo, a que Portugal aderiu em 2011, que têm por objectivo gerar uma base de conhecimento, dados e legados observacionais e experimentais, e permitir prever as respostas dos ecossistemas a perturbações ambientais presentes e futuras (LTER, 2013).



**Figura 1.** A): Companhia das Lezírias e, B): localização na charneca dos replicados dos locais pastoreados (2004-1, 2004-3, 2004-4) e não pastoreados (Ctr1, Ctr4 e Ctr6).

Na selecção destes replicados teve-se em atenção a pressão de pastoreio, a estrutura da vegetação e a confirmação da presença da espécie-alvo (musaranho-de-dentes-brancos).

A criação pecuária é uma aposta forte da Companhia das Lezírias e baseia-se num efectivo bovino de 3650 animais, destinados à produção de carne (Alves, 2009), utilizando raças autóctones, Mertolenga e Preta, cruzadas com raças estrangeiras, Charolesa e Limousine. Estes animais são criados de modo extensivo e biológico e seguem anualmente um regime de transumância, alternando entre a Charneca e a Lezíria (Companhia das Lezírias, 2013). Para cada replicado controlou-se a pressão de pastoreio a curto prazo (ano anterior) e a acumulada a médio prazo (desde 2006 até ao presente) através da seguinte fórmula:

$$P = \frac{\text{Encabeçamento da manada}}{\text{Área do talhão (ha)}} \times \text{dias de permanência no talhão}$$

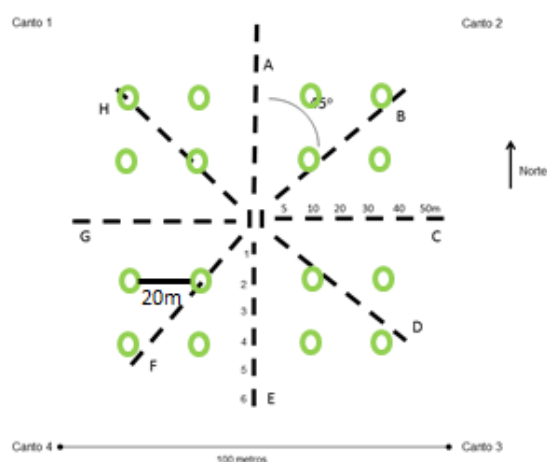
Os valores de pressão assim obtidos para cada parcela de amostragem Controlo foram: Ctr6 – 206 e 142, Ctr4 - 58 e 126 e Ctr1 – 54 e 91.

Em relação à vegetação, os 6 replicados seleccionados localizam-se em montado de sobro com vegetação arbustiva densa para maximizar a captura de *Crocidura russula*, visto que a estrutura e abundância da vegetação arbustiva é um factor importante para a sua sobrevivência (Gonçalves *et al.*, 2013).

Relativamente à presença do musaranho-de-dentes-brancos, dados recentes acerca da distribuição da espécie na Charneca do Infantado (Gonçalves *et al.*, 2013) confirmam a sua presença nos locais de amostragem seleccionados.

## 2.2 Amostragem de invertebrados epígeos

Dadas as suas características morfológicas (pequenas dimensões e sem aptidão trepadora) e hábitos (não fossador), *Crocidura russula* alimenta-se de uma grande variedade de invertebrados epígeos com um grande espectro de dimensões, podendo ir desde invertebrados como os da ordem Acarina com reduzidas dimensões até aos da ordem Orthoptera (Brahmi *et al.*, 2012). Para avaliar a disponibilidade destes invertebrados a técnica de captura utilizada foi as armadilhas de queda (“pitfall-traps”) utilizando-se para o efeito um copo com uma mistura de etileno glicol (servindo para preservar os organismos capturados) até 2/3 da sua altura à qual foram adicionadas umas 3 a 4 gotas de detergente para reduzir a tensão superficial. As armadilhas foram colocadas no contexto espacial da rede de armadilhas para captura do musaranho (Fig. 2):



**Figura 2.** Esquema da distribuição das armadilhas de queda (círculos verdes) no método de amostragem dos invertebrados epígeos.

No total foram colocadas 16 “pitfalls” por parcela de amostragem, 4 armadilhas por quadrante, distando umas das outras 20m. Quando colocadas no terreno permaneceram 15 dias e terminado esse tempo, as existentes eram substituídas por outras devidamente preparadas com etileno glicol e detergente que permaneceram o mesmo tempo no terreno até ao final da amostragem. Para a captura dos invertebrados foram definidos dois períodos de amostragem: um no outono (final de Outubro até ao início de Dezembro) e outro na

primavera (desde a 2ª quinzena de Abril até ao início de Junho), seleccionados com base no ciclo de vida da maioria dos invertebrados epígeos, já que a maior actividade dos invertebrados se concentra no Outono e Primavera. Esta estratégia não foi afectada pela transumância do gado entre a Charneca e a Lezíria, que caracteriza a gestão da CL, pois o gado permaneceu na Charneca durante todo o período de estudo.

Findo cada período de amostragem, o conteúdo das “pitfalls” foi recolhido e etiquetado com indicação da data, parcela e número da armadilha (Silva *et al.*, 2008) e levado para análise no laboratório sendo os indivíduos capturados triados e identificados ao nível da ordem/classe (e família para os Coleoptera); de referir que na ordem Hymenoptera só se diferenciou a família Formicidae. Para cada classe/ordem/família foi calculada a abundância em cada armadilha de queda com a seguinte fórmula:

$$: \%Spi = n \cdot \left( \frac{100}{N} \right)$$

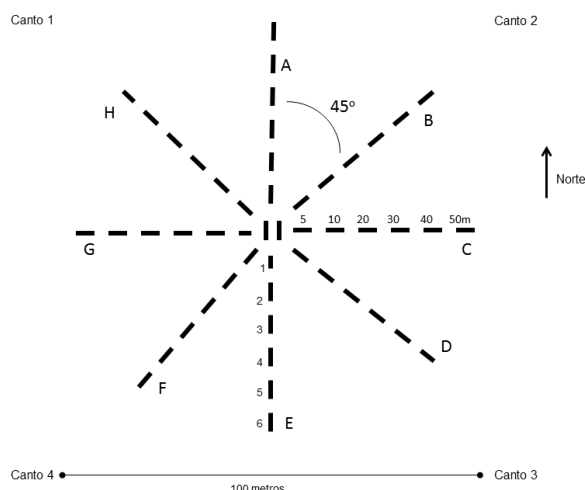
em que:

n número de organismos da classe/ordem/família

N Número total de organismos na amostra

### 2.3 Amostragem de *Crocidura russula*

A armadilhagem para captura do musaranho-de-dentes-brancos decorreu de Outubro de 2013 a Junho de 2014, durante duas semanas consecutivas em cada mês, tendo sido amostrados 3 parcelas por semana. O método seleccionado para avaliação da abundância da espécie foi o de captura-marcação-recaptura, por não implicar a morte dos indivíduos capturados e também por permitir estimar a abundância da população. Neste processo foram usadas armadilhas de caixa (H. B. Sherman Traps, Inc-Tallahassee, USA) de duas dimensões (8x9x23 cm e 10x11x38 cm) para maximizar a captura, num total, 50 por local. O método de disposição das armadilhas no terreno foi o de rede, como demonstrado na Fig. 3, sendo colocado no centro uma armadilha grande e uma pequena e nas linhas duas pequenas alternadas de uma armadilha grande. Em cada linha, as armadilhas distavam do centro 5, 10, 20, 30, 40 e 50 metros, respectivamente, e cada linha estava separada da seguinte num ângulo de 45º. A permissão de captura foi obtida junto das autoridades nacionais (ICNF-151/2014/CAPT).



**Figura 3.** Esquema do método de amostragem em rede para a captura de *Crocidura russula*.

Cada sessão de armadilhagem correspondeu a 4 noites consecutivas, de modo a respeitar o período mínimo para a obtenção de uma amostragem representativa, mas evitando que as armadilhas se tornassem ponto de atracção ou habituação de alguns indivíduos. Contudo, para aumentar a probabilidade de captura, as armadilhas foram colocadas no campo 2 dias antes de serem activadas (Grunell & Flowerdew, 2006). Decorridas estas 2 noites, as armadilhas eram abertas, a sensibilidade do pedal da armadilha de caixa regulada e no seu interior era colocado isco, que consistiu numa mistura de sardinha de conserva, flocos de aveia e óleo, e algodão cardado para aumentar o conforto térmico, evitando a hipotermia, e diminuir o stress durante o tempo de permanência na armadilha (Gonçalves *et al.*, 2012; Gurnell & Flowerdew, 2006).

As armadilhas foram ainda niveladas com o chão e, sempre que possível dissimuladas na vegetação, sendo cobertas por ramos ou pedaços de cortiça quando não existia vegetação natural, para promover a sua camuflagem e evitar a exposição directa ao sol ou à chuva. As armadilhas foram verificadas todos os dias de manhã, logo após o sol nascer e ao terceiro dia fazia-se reforço do isco para intensificar o cheiro. Quando fechadas (vazias ou devido à captura de indivíduos de outras espécies que não o musaranho por não serem armadilhas selectivas), ou abertas com indícios de utilização por pequenos mamíferos, movidas do local, etc, foram contabilizadas como inactivas. Os indivíduos capturados foram analisados no local de captura, sendo transferidos para um saco com algodão embebido em éter por forma a serem anestesiados e permitirem a observação do sexo e da classe etária, bem como o registo das medidas corporais (comprimento cabeça-corpo, comprimento da cauda,

o comprimento da pata posterior e o peso) com a precisão necessária para avaliar a condição física dos indivíduos.

Em cada mês eram feitas marcações com cortes selectivos de pêlo em diferentes locais do corpo para poderem ser identificados os eventos de recaptura nos dias seguintes (Anexo 1).

Para cada local de amostragem foi calculado o índice de abundância ( $I_{ij}$ ) de cada espécie ( $i$ ) em cada sessão de amostragem ( $j$ ) recorrendo o índice proposto por Pounds (1981):

$$I_{ij} = \frac{N_{ij}}{T_j \times R_j - (\sum_2^i C_j - r_j)} \times 1000$$

em que:

$N_{ij}$  indica o número de indivíduos da espécie  $i$  capturados na sessão de armadilhagem  $j$

$T_j$  o número de armadilhas disponíveis para a espécie  $i$  na sessão de armadilhagem  $j$

$R_j$  o número de inspecções às armadilhas na sessão de armadilhagem  $j$

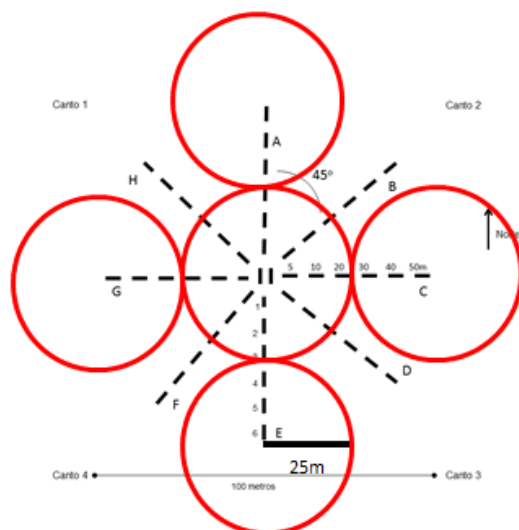
$C_j$  o número de capturas ou recapturas de outras espécies que não  $i$  na sessão de armadilhagem  $j$

$r_j$  o número de recapturas da espécie  $i$  na sessão de armadilhagem  $j$

## 2.4 Caracterização Ambiental

A caracterização da vegetação no local de armadilhagem foi efectuada em duas alturas distintas do ano (Outono e Primavera) em 5 sub-áreas centradas em pontos pré-estipulados da rede de armadilhagem. No centróide da mesma e na sexta armadilha das linhas A, C, E e G de forma a evitar sobreposição das áreas caracterizadas. A partir destes pontos, procedeu-se à caracterização da vegetação num raio de 25 metros (Fig. 4). Em cada local foi avaliada a altura e a percentagem de cobertura dos estratos arbóreo, arbustivo e herbáceo, e registou-se quais as espécies dominantes em cada estrato. Registou-se também a percentagem de cobertura do solo considerando manta morta, solo nú, pedras e musgos/líquenes. Foi objectivo desta caracterização compreender se as diferenças na composição e estrutura da comunidade vegetal influenciam os vertebrados epígeos e o

musaranho-de-dentes-brancos.



**Figura 4.** Esquema do método de amostragem da caracterização da vegetação com a indicação dos 5 pontos seleccionados.

A percentagem de cobertura para cada estrato foi registada em categorias com base no valor médio (0, 25, 50, 75, 100) (Anexo 2), e respectiva altura média foi calculada com uma vara graduada (10 cm de resolução). Para a cobertura do solo utilizou-se a mesma categorização. Esta caracterização permite analisar a variação entre replicados e a influencia da mesma nos invertebrados e em *C. russula*.

As características do solo podem influenciar a disponibilidade e estrutura de tocas para os pequenos mamíferos (Laudré & Reynolds, 1993). A sua maior capacidade de absorção é normalmente favorável à construção de tocas e túneis (Doyle, 1990) e para os invertebrados impede o encharcamento dos seus locais de abrigo e de alimentação. Deste modo, os habitats próximos de sistemas ripários tendem a suportar uma diversidade de espécies significativamente superior à verificada nos habitats envolventes, facilitada pela maior disponibilidade de recursos, como abrigo, água e alimento (neste caso, invertebrados epígeos) (Doyle, 1990; Falck *et al.*, 2003; Simões, 2009; Gonçalves *et al.*, 2013).

A capacidade de encharcamento do solo foi obtida através da carta do uso do solo observada no programa Quantum GIS 1.8.0. A distância à linha de água foi medida pela distância dos locais de amostragem à linha de água mais próxima, medida também através do programa referido acima.

É reconhecido que os pequenos mamíferos regulam a sua actividade em função das condições climatéricas e da fase lunar que afectam respectivamente a sua mobilidade e a susceptibilidade à predação (Mathias, 1999; Tortato & Althoff, 2009), tendo estas variações implicações na probabilidade de captura e, consequentemente, nas estimativas de

abundância. A fim de considerar estes factores nas análises efectuadas, foram obtidos valores mensais de temperatura máxima, mínima e média, precipitação e radiação através do arquivo meteorológico Meteoblue (Meteoblue, 2014) e do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) (IPMA, 2014). Os dados sobre as fases lunares foram obtidos através do Observatório Astronómico de Lisboa (OAL, s.d) (Tabela 1).

**Tabela 1.** Parâmetros ambientais utilizados e a sua categorização.

Parâmetros Ambientais	Factores medidos	Categorias
Caracterização da Vegetação	Altura média Vegetação herbácea, arbustiva e arbórea)	Variável quantitativa contínua
	Percentagem de cobertura Vegetação herbácea, arbustiva e arbórea)	0-esparsa 25-esparsa/média 50-média 75-média/abundante 100-abundante
Cobertura do Solo	Manta Morta Solo nú Pedras Musgo/Liquenes	0-esparsa 25-esparsa/média 50-média 75-média/abundante 100-abundante
Capacidade de Encharcamento	Solos hidromórficos Solos não hidromórficos	Variáveis qualitativas nominais
Parâmetros Climáticos	T°C mínima T°C média Precipitação	Variáveis quantitativas contínuas
Fases Lunares	Fases Lunares	1-Lua Nova 2- Fase Intermédia 3-Lua Cheia



## 2.5 Análise Estatística

Para a análise dos dados recolhidos recorreu-se a testes estatísticos paramétricos e não paramétricos. A utilização dos testes não paramétricos verificou-se quando se registou violação dos pressupostos de normalidade e/ou homogeneidade de variâncias.

Inicialmente, para a elaboração dos cálculos agrupou-se as famílias de Coleoptera que tiveram um número de capturas muito reduzido na categoria “Outros Coleoptera”. A Categoria “Outros” engloba as ordens Odonata, Pseudoscorpionida e as larvas que não foram possíveis de identificar. A ordem Collembola foi retirada de todos os cálculos por não fazer parte da dieta de *Crocidura russula* (McCay & Storm, 1997; Churchfield *et al.*, 2006; Brahmi *et al.*, 2012).

A riqueza de invertebrados epígeos capturados é apenas uma amostra de toda a população e para se poder estimar a riqueza nos locais de amostragem utilizou-se o método de rarefacção. Este método dá importância aos diferentes esforços de amostragem e por essa razão foi o utilizado na comparação de riquezas de ordens/classes entre locais pastoreados e não pastoreados.

A verificação da influência do pastoreio na abundância de invertebrados foi testada pelo método linear misto, REML (Residual Maximum Likelihood). Este modelo é aplicado pela não igualdade no esforço de amostragem já que algumas armadilhas de queda foram removidas ou destruídas por outros elementos da fauna local.

A Correlação de Spearman serviu para testar a relação entre a abundância de invertebrados epígeos e o uso do solo e a estrutura da vegetação e o teste de Wilcoxon permitiu-nos analisar as diferenças de abundância dos invertebrados em locais com diferentes densidades arbóreas e arbustivas. Para verificar os factores que podem estar a afectar a abundância de *Crocidura russula* recorreu-se ao teste do Qui-Quadrado para testar se as classes etárias e a variação da razão entre sexos varia em função do esperado e o teste de Kruskal-Wallis para a verificação de diferenças entre replicados, entre o índice de abundância de *C. russula* e as fases lunares, e as diferentes espécies arbustivas existentes. Sempre que necessário era aplicado o teste *a posteriori* (Teste de Dunn).

O teste de Wilcoxon aplicou-se para verificar as diferenças entre o índice de abundância deste musaranho e o pastoreio, a capacidade de encharcamento, a densidade arbórea e as medidas biométricas. A correlação de Spearman permitiu testar diferenças entre os parâmetros climáticos, distância à linha de água, estrutura da vegetação e invertebrados epígeos com o índice de abundância desta espécie de micromamífero. Este parâmetro foi também comparado com a cobertura do solo e com a pressão e pastoreio a curto e longo prazo, mas o teste utilizado foi a Correlação de Pearson.

No pressuposto que a resposta do musaranho-de-dentes-brancos à influência do pastoreio pode manifestar-se através de variações nos níveis de abundância mas também da condição física dos indivíduos (com influência na *fitness* populacional), um dos parâmetros calculados foi “SMI - Scaled Mass Index” (Peig & Green 2009):

$$\text{Scaled Mass Index: } \hat{M}_i = M_i \left[ \frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{\text{SMA}}}$$

em que:

$M_i$  Peso do corpo do indivíduo

$L_i$  Comprimento do corpo do indivíduo sem contar com a cauda

$b_{\text{SMA}}$  Estimado pelo “Standardized Major Axis” (SMA) regressão de M no L

$L_0$  Valor arbitrário do L (por exemplo, media aritmética da população em estudo)

$\hat{M}_i$  Peso previsto para o indivíduo I quando o comprimento do corpo está standartizado para  $L_0$

Este avalia a condição corporal (CI) dos indivíduos capturados nos diferentes locais de captura. O SMI é baseado num princípio central de escala, i.e., a relação de escalas entre o tamanho corporal, componentes do tamanho corporal e medidas lineares do tamanho. É considerado que cada tamanho corporal tem uma reserva óptima de energia. Os valores de SMI foram obtidos através de indivíduos com dimensões e pesos semelhantes. Para que este pressuposto fosse verificado fez-se uma regressão linear, eliminando-se de seguida os outliers. As fêmeas prenhes ou aleitantes também foram retirados tal como indivíduos com tumores. Este índice foi calculado separadamente para machos e fêmeas, pois as suas dimensões variam.

Para as fêmeas utilizou-se o teste paramétrico t-student e para os machos o teste utilizado foi o não paramétrico Wilcoxon, a fim de se verificar como variava a condição corporal em locais com exclusão e não exclusão ao pastoreio. Os testes efectuados foram diferentes, pois os valores de SMI para os machos não tinham uma distribuição normal ( $W=0.9251$ ;  $p=0.0286$  nos locais sem pastoreio). Noutra abordagem tentou-se verificar se havia diferenças entre o SMI de machos e fêmeas nos locais pastoreados e de seguida nos não pastoreados, utilizando-se o teste de Wilcoxon.

Por fim, aplicou-se modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição Gaussiana utilizando como variável aleatória de interesse primário, a que se dá o nome de variável resposta ou variável dependente, o índice de abundância de *C. russula*. As variáveis explicativas, que se acredita explicarem parte da variabilidade inerente à variável resposta são todos os parâmetros que mostraram diferenças significativas com esta variável. Para

validação do modelo fez-se uma curva ROC com um intervalo de confiança de 95% (Krzanowski & Hand, 2009).

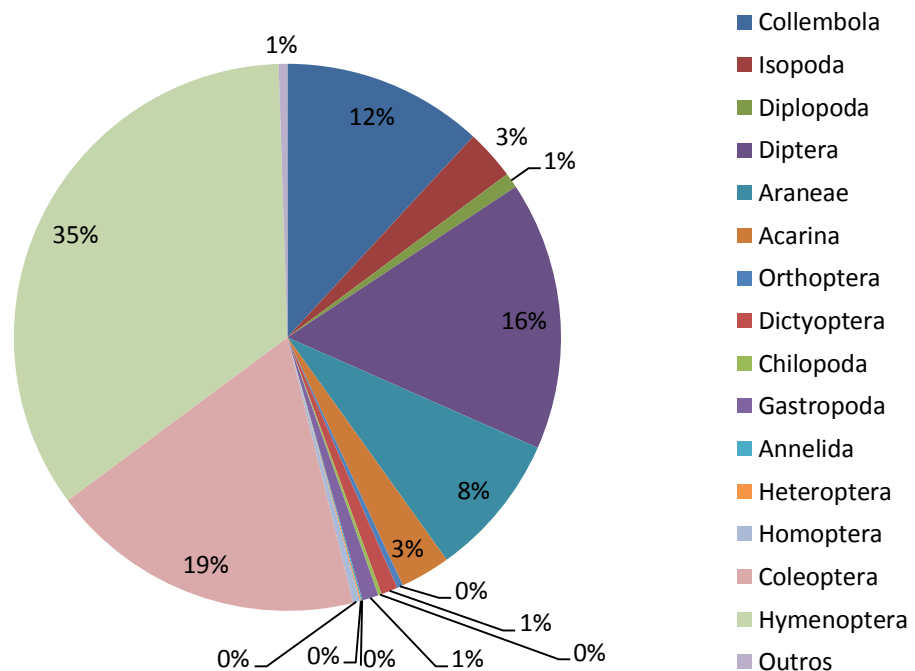
O nível de significância utilizado para todos os testes foi de 0.05. O cálculo do SMI e as análises estatísticas foram realizadas recorrendo ao software R 3.1.1 (R Development Core Team).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Invertebrados epígeos

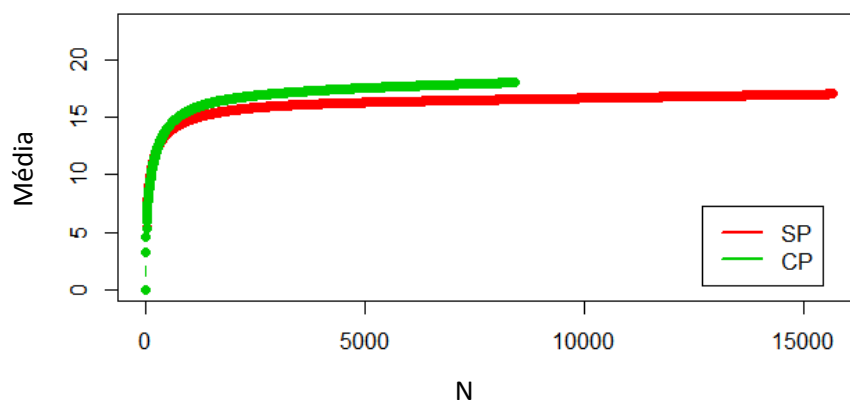
##### 3.1.1 Diversidade e abundância relativa

Na totalidade dos locais de amostragem (pastoreado -CP e não pastoreado - SP) foram capturados invertebrados representativos de 3 filos: Arthropoda, Annelida e Mollusca. Esta comunidade foi dominada pelos Arthropoda sendo que a abundância (percentagem de capturas) de Mollusca (1,0%) e Annelida (0,07%) foi comparativamente residual (Fig. 5). A nível dos artrópodes observa-se que os Hymenoptera (35%) surgem em maior abundância, sobretudo devido à família Formicidae, seguindo-se as ordens Coleoptera (19%), Diptera (16%) e Araneae (12%) (Fig. 5).



**Figura 5.** Percentagem de total de capturas de invertebrados epígeos na Charneca do Infantado, CL.

A riqueza de ordens capturadas foi mais elevada nos locais pastoreados quando considerada a globalidade dos invertebrados epígeos (Fig. 6).



**Figura 6.** Curva de rarefacção para a riqueza de ordens de invertebrados epígeos capturados na Charneca do Infantado, CL (SP-Sem pastoreio, CP- Com pastoreio).

### 3.1.2 Efeito dos parâmetros ambientais

Os dois tipos de solo (hidromórficos e não hidromórficos) que caracterizam os locais de amostragem mostraram ter influencia nas comunidades estudadas. Assim, tendo em consideração todos os artrópodes, eles foram mais abundantes em solos não hidromórficos, nomeadamente os Coleoptera Dermestidae, as larvas de Coleoptera os Isopoda e os Diptera. Por seu lado, os Coleoptera Carabidae e a ordem Gastropoda foram-no mais em solos hidromórficos (Tabela 2).

Em relação aos tipos de cobertura do solo a manta morta mostra uma correlação positiva significativa com a abundância relativa de Isopoda e Dictyoptera e uma relação negativa significativa com Dermestidae, Carabidae, larva de Coleoptera e Orthoptera. O solo nú tem uma correlação negativa significativa com a família Carabidae. As pedras têm uma correlação negativamente significativa com a ordem Acarina e Isopoda. Por fim, o musgo tem uma relação negativa com Carabidae (Tabela 2; Anexo 3).

**Tabela 2.** Valores para o teste de Wilcoxon e Correlação de Spearman entre a taxonomia (solos hidromórficos e não hidromórficos) e os constituintes do solo, respectivamente e a abundância dos invertebrados epígeos.

Filos	Ordens	Famílias	Taxonomia		Manta Morta		Solo nú		Pedras		Musgo	
			valor de P	W	valor de P	$r^2$	valor de P	$r^2$	valor de P	$r^2$	valor de P	$r^2$
Artrópodes (Para a Taxonomia $P=3 \times 10^{-6}$ , $W=28217$ )	Isopoda		0.0050	26094	0.0255	0.377			0.0389	-0.3505		
	Diptera		0.0023	27043								
	Acarina								0.0243	-0.3799		
	Dictyoptera				0.0193	0.3936						
	Orthoptera				0.0299	-0.3673						
	Coleoptera	Carabidae	0.0295	20376.5	0.0083	-0.4393	0.0077	-0.4427			0.0088	-0.4358
		Dermestidae	$4 \times 10^{-6}$	26304	0.0472	-0.3378						
		Larvas	0.0174	25699.5	0.0328	-0.3615						
Mol	Gastropoda		$3 \times 10^{-5}$	18936.5								

Na verificação de relações existentes entre as abundâncias dos invertebrados e a altura e percentagem de cobertura da vegetação, observou-se que a ordem Gastropoda e as larvas de Coleoptera mostraram uma correlação significativa positiva com a altura média da vegetação herbácea (Tabela 3). As larvas de Coleoptera e Dermestidae têm uma correlação negativa com a percentagem de cobertura da vegetação arbustiva, enquanto a família Curculionidae verifica uma correlação positiva. A família Histeridae e a Scarabaeidae têm uma correlação negativa com a altura média da vegetação arbustiva. A família Dermestidae tem uma correlação positiva com a percentagem de cobertura da vegetação herbácea (Tabela 3; Anexo 4).

**Tabela 3.** Valores da correlação de Spearman entre os estratos da vegetação e a abundância de invertebrados epígeos estudados com valores de correlação significativos.

Filos	Ordens	Famílias	Vegetação Herbácea				Vegetação arbustiva			
			Alt. média		% Cob.		Alt. média		% Cob.	
			valor de P	$r^2$	valor de P	$r^2$	valor de P	$r^2$	valor de P	$r^2$
Artrópodes	Coleoptera	Scarabaeidae					0.0426	-0.3446		
		Histeridae					0.0461	-0.3394		
		Dermestidae			0.0042	0.472			0.0456	-0.3401
		Larvas	0.0117	0.4212					0.0479	-0.3367
		Curculionidae							0.0467	0.3384
Mol	Gastropoda		0.0102	0.4287						

Quanto à relação dos parâmetros climáticos com os táxones estudados verificou-se uma resposta diferencial. As correlações foram significativamente positivas com a temperatura média nos seguintes grupos: Diptera, Lepidoptera e famílias Tenebrionidae e Histeridae (ordem Coleoptera). A correlação negativa mais significativa foi com a família Staphylinidae. Para os outros parâmetros não houve nenhuma ordem/família com um valor de correlação superior a 60% apesar da existência de valores de p inferiores a 0.05 (Tabela 4; Anexo 5).

**Tabela 4.** Valores da correlação de Spearman entre a abundância de invertebrados epígeos estudados com valores de correlação significativos e os parâmetros climáticos.

Filos	Ordens	Famílias	Temperatura média		Temperatura mínima		Precipitação	
			valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>
Artrópodes	Isopoda		0.0018	0.5069	0.0075	0.444		
	Diptera		2.3x10 <sup>-8</sup>	0.7856	0.0002	0.5824		
	Acarina		0.0014	0.5179	0.0367	0.3544		
	Orthoptera		0.0316	0.3639				
	Dictyoptera		0.0002	0.5846	0.0006	0.5489		
	Lepidoptera		9x10 <sup>-6</sup>	0.6732	0.0158	0.4048		
	Homoptera						0.0192	-0.3940
	Hymenoptera	Outros	0.0223	-0.3853	0.0011	-0.5292		
	Coleoptera	Carabidae	0.0048	-0.4655	0.0014	-0.5178		
		Staphylinidae	1.6x10 <sup>-5</sup>	-0.6603	0.0224	-0.3849	0.0047	0.4662
		Scarabaeidae	0.0134	0.4141				
		Tenebrionidae	1x10 <sup>-6</sup>	0.7128	0.0022	0.5000	0.0017	-0.5105
		Silphidae	0.0004	0.5582			0.0416	-0.3463
		Dermestidae	0.0016	0.5113	0.0452	0.3407	0.0334	-0.3606
		Histeridae	4x10 <sup>-8</sup>	0.7754	0.0083	0.4395	0.0021	-0.5018
		Larvas	0.0493	0.3348				

### 3.1.3 Efeitos do Pastoreio

Com recurso ao modelo REML, observaram-se resultados significativos para os Dictyoptera, que ocorrem em maior abundância nos locais não pastoreados, e para as larvas de Coleoptera, os indivíduos da família Carabidae, pertencentes à mesma ordem, e os Hymenoptera (excluindo a família Formicidae) que dominaram nos locais pastoreados (Tabela 5). De referir que na Primavera observaram-se diferenças significativas entre locais pastoreados e não pastoreados com uma maior abundância nos primeiros de larvas (p=0.012) e larvas+adultos de Coleoptera (p=0.0475). As restantes ordens descritas como presas de *C. russula* (Homoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Diptera, Isopoda, Chilopoda - Brahmi *et al.*, 2012) não revelaram diferenças significativas entre os dois tipos de locais (Tabela 5).

**Tabela 5.** Valores obtidos através do método linear misto (REML) que compara a abundância dos invertebrados epígeos estudados com valores de correlação significativos entre locais pastoreados e não pastoreados .

Filos	Ordens	Famílias	valor de P	t-value
<b>Artrópodes</b> (valor de P=0.6228;t-value=-0.4965)	Isopoda		0.263	1.1602
	Diplopoda		0.3794	0.9040
	Diptera		0.4743	-0.7327
	Araneae		0.3349	0.9943
	Acarina		0.4980	-0.6935
	Orthoptera		0.2254	-1.2608
	Dictyoptera		<b>0.0404</b>	<b>2.1331</b>
	Chilopoda		0.9636	0.0464
	Heteroptera		0.5030	-0.6772
	Homoptera		0.7573	0.3115
	Lepidoptera		0.9597	-0.0509
	Hymenoptera	Formicidae	0.5081	-0.6770
	(valor de P=0.5675;t-value=-0.5775)	<b>Outros</b>	<b>0.0163</b>	<b>-2.6833</b>
	Coleoptera	Carabidae	<b>0.0036</b>	<b>-3.1380</b>
	(valor de P=0.0523;t-value=-2.0136)	Staphylinidae	0.2638	1.1580
		Curculionidae	0.3078	-1.0533
		Scarabaeidae	0.3424	0.9633
		Tenebrionidae	0.1239	1.5791
		Silphidae	0.4667	-0.7364
		Dermentidae	0.0592	-1.9544
		Histeridae	0.1518	1.4671
		Larvas	<b>0.0279</b>	<b>2.4895</b>
		Outros	0.9884	0.0146
	Outros		0.4870	0.7030
<b>Mollusca</b>	Gastropoda		0.7649	0.3015

### 3.2 *Crocidura russula*

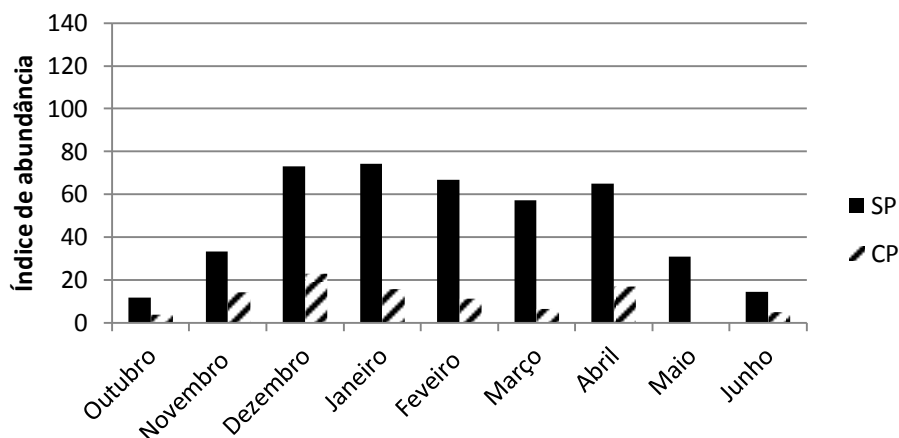
#### 3.2.1 Abundância relativa

No total dos 6 locais amostrados foram capturados 550 micromamíferos dos quais 112 foram de musaranho-de-dentes-brancos (*Crocidura russula*): 86 em locais não pastoreados (SP) e 26 em locais pastoreados (CP) (Tabela 6). Assim, observou-se uma maior frequência de *Crocidura russula* nos locais não pastoreados, não tendo sido capturado nenhum indivíduo numa das parcelas controlo (Ctr6).

**Tabela 6.** Nº de indivíduos capturados e média e desvio-padrão da abundância relativa de *Crocidura russula* em locais com e sem pastoreio, SP-sem pastoreio e CP-com pastoreio.

Local de amostragem	Nº ind por replicado	Abundância relativa por replicado	Nº ind por área	Abundância relativa por área	
2004-1	37	74.37612 +- 4.522	86	47.353 +- 44.8578	SP
2004-3	37	58.454 +- 29.914			
2004-4	12	9.230 +- 8.7746			
Ctr1	8	7.2757 +- 9.2424	26	10.5336 +- 15.3672	CP
Ctr4	18	24.3250 +- 8.2023			
Ctr6	0	0			
TOTAL	112		112		

O pico máximo de captura desta espécie verificou-se em Dezembro tendo sido registados 34 indivíduos, 24 em locais não pastoreados e 10 em locais pastoreados. Outro pico, mas mais reduzido ocorreu em Abril com uma captura de 20 indivíduos, 15 e 5 respectivamente (Fig. 7).



**Figura 7.** Variação da captura de *C. russula* representado pelo índice de abundância ao longo do tempo de amostragem nos dois tipos locais estudados (pastoreados - CP e não pastoreados - SP).

Observa-se assim que de Dezembro a Abril os níveis de abundância deste musaranho atingem o seu máximo sendo o pico, embora que ligeiro, em Janeiro nos locais não pastoreados e em Dezembro nos pastoreados. Conseguimos também observar que nos locais sem pastoreio a abundância é mais elevada que nos locais com pastoreio.



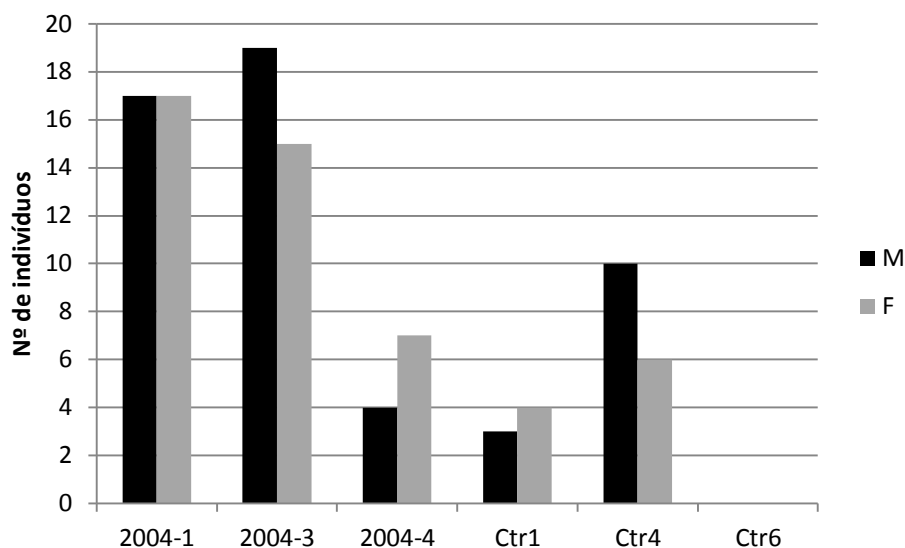
### 3.2.2 Estrutura populacional

Os locais não pastoreados têm uma maior percentagem de captura, quer para os indivíduos juvenis e adultos quer para os machos e fêmeas, que os locais pastoreados. De um modo geral, a percentagem de captura foi mais elevada nos indivíduos adultos que nos juvenis enquanto no sexo a percentagem de captura não variou muito dos indivíduos masculinos e femininos (Tabela 7).

**Tabela 7.** Percentagem de captura de indivíduos de *Crocidura russula* divididos por sexo e por classe etária em locais com e sem pastoreio, SP-sem pastoreio e CP-com pastoreio, A-Adultos e J-Juvenis, M-Machos e F-Fêmeas.

Local de amostragem	Nº ind por sexo		Nº ind por classe etária		Nº ind por sexo		Nº ind por classe etária		
	M	F	J	A	M	F	J	A	
2004-1	0.5	0.5	0.0909	0.9091	0.7547	0.7959	0.7222	0.7765	SP
2004-3	0.5588	0.4412	0.2941	0.7059					
2004-4	0.3636	0.6364	0	1					
Ctr1	0.4286	0.5714	0.25	0.75	0.2453	0.2041	0.2778	0.2235	CP
Ctr4	0.625	0.375	0.1875	0.8125					
Ctr6	0	0	0	0					

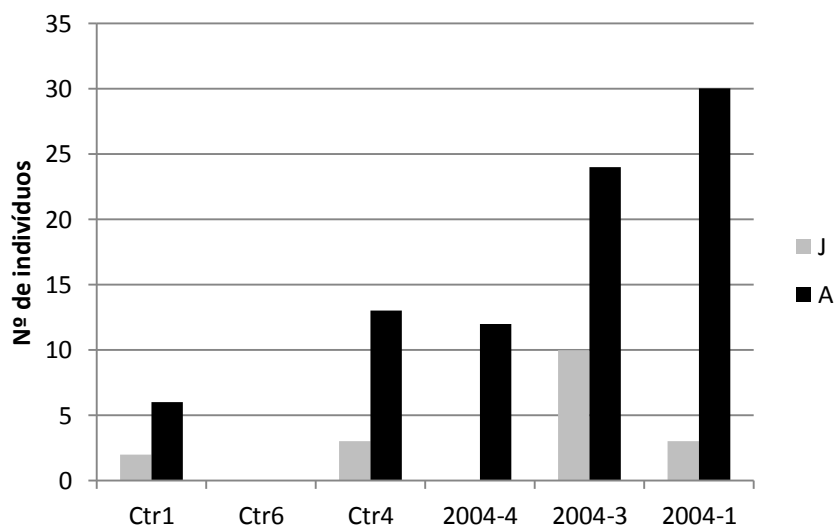
O número de machos e fêmeas capturados varia por local de amostragem (Fig. 8) não se observando um padrão consistente entre áreas de amostragem.



**Figura 8.** Variação do número total de indivíduos por sexo de *Crocidura russula* nos 6 replicados estudados.

As diferenças verificadas entre as taxas de captura e os valores esperados não mostraram diferenças significativas, ou seja, as capturas tendem a espelhar o efectivo populacional, já que o número de capturas foi proporcional ao número de indivíduos presentes do sexo masculino e feminino (sem pastoreio:  $p=0.6823, X^2=15.56$ ; com pastoreio:  $p=0.5283, X^2=20.45$ )

Em ambos os locais de amostragem (SP e CP) e respectivos replicados com capturas, os indivíduos adultos tiveram uma taxa de captura quase o dobro em relação aos juvenis (Fig. 9).



**Figura 9.** Distribuição da classe etária (J e A) de *Crocidura russula* pelos 6 replicados estudados.

Os valores de captura observados são semelhantes ao esperado, excepto no replicados dos locais sem pastoreio ( $P=0.0201$ ;  $X^2=10.23$ ), principalmente no replicado 2004-3, sendo que nenhum indivíduo foi capturado numa das parcelas controlo (Ctr-06). Nos locais pastoreados obteve-se um valor de  $P$  de 0.9388 e  $X^2=5.76$ . Desta forma, para a distribuição da classe etária, as capturas tendem a espelhar o efectivo populacional, já que o número de capturas foi proporcional ao número de indivíduos presentes.

### 3.2.3 Efeito dos parâmetros ambientais

O índice de abundância da espécie apresentou uma correlação positiva com a percentagem de cobertura de manta morta e de musgo, o mesmo não se verificando com a percentagem de cobertura de pedras nem de solo nú (Tabela 8).

**Tabela 8.** Correlação de Pearson entre a abundância de *C. russula* e os diferentes usos do solo.

Correlação de Pearson	Manta morta	Solo nú	Pedras	Musgo
valor de P	$3.75 \times 10^{-5}$	0.0779	0.654	0.0012
Rs	0.5300	0.2424	-0.0547	0.4284

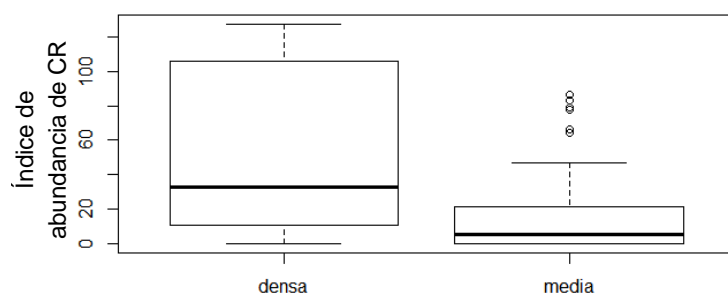
Outro parâmetro relativo ao solo foi a capacidade de encharcamento do mesmo. As diferenças não foram significativas entre solos sujeitos a encharcamento temporário ou permanente e solos constituídos por podzóis não hidromórficos ( $W=254$ , valor de  $P=0.1923$ ). A distância às linhas de água principais mostra uma correlação positiva significativa com a abundância desta espécie ( $r^2=0.4542$ ;  $p=0.0005$ ). Os locais não pastoreados (distância à linha de água =  $1189.966 \pm 369.795$ ) encontram-se a uma distância mais elevada das linhas de água do que os pastoreados (distância à linha de água =  $444.625 \pm 66.517$ ).

Utilizando apenas os índices de abundância de *Crocidura russula* calculado para os meses em que foram amostrados os parâmetros da composição e estrutura vegetação obteve-se como resultado uma correlação positiva muito forte com a percentagem de cobertura da vegetação arbustiva e uma correlação negativa significativa com a altura média da vegetação arbustiva (Tabela 9). Apesar da percentagem de cobertura da vegetação herbácea não ter uma correlação significativa, o respectivo valor de  $P$  encontra-se no limiar da significância, evidencia-se a tendência de que quanto maior a percentagem de cobertura menor a abundância de *C. russula*.

**Tabela 9.** Valores de correlação de Spearman entre a % de cobertura dos diferentes estratos de vegetação e o índice de abundância de *C. russula*.

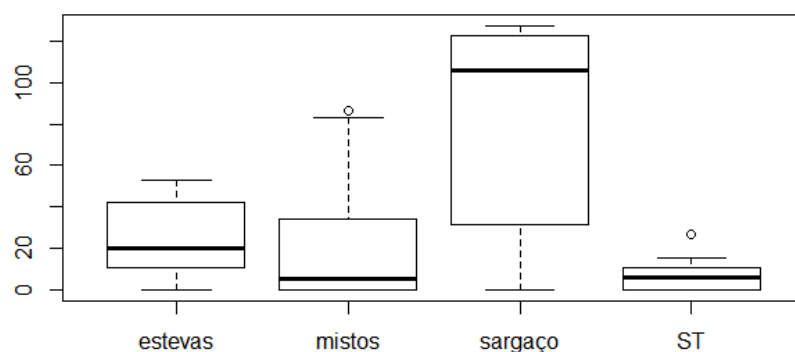
Correlação de Spearman	Herbácea		Arbustiva		Arbórea	
	%Cob	Alt. Média	%Cob	Alt. Média	%Cob	Alt. Média
valor de P	0.0528	0.5011	0.0062	0.0438	0.8774	0.9827
$r^2$	-0.5704	-0.2155	0.7372	-0.589	-0.05	0.007

De seguida, separou-se locais de amostragem com uma densidade arbórea mais densa e com uma densidade média e verificou-se (Teste de Wilcoxon) a existência de diferenças significativas entre estas duas categorias ( $W=484$ ,  $p=0.0028$ , Fig. 10).



**Figura 10.** Variação do índice de abundância de *C. russula* entre locais com uma maior e menor densidade arbórea (representado mediana, desvio-padrão e intervalos de confiança para um nível de significância de 0.05).

O índice de abundância de musaranho-de-dentes-brancos demonstra igualmente diferenças significativas entre as diferentes espécies de matos ( $X^2=11.3675$ ;  $df=3$ ;  $p = 0.0098$ ), sendo que a espécie sargaço (*Cistus sp.*) é onde encontramos uma maior abundância da espécie (Fig. 11; Tabela 10).



**Figura 11.** Abundância de *C. russula* em locais dominados por diferentes espécies de vegetação arbustiva (representado mediana, desvio-padrão e intervalos de confiança para um nível de significância de 0.05) (ST-tojos).

**Tabela 10.** Valores do teste a posteriori da comparação entre a abundância de *C. russula* e a % de cobertura das diferentes espécies de vegetação arbustiva (ST-tojos).

Teste a posteriori	valor de P ajustado
Misto-estevas	0.9989
Sargaço-estevas	0.0101
ST-estevas	0.6825
Sargaço-mistos	0.0007
ST-mistos	0.6149
ST-sargaço	0.0003

A abundância do musaranho mostra-se negativamente correlacionada com a temperatura média mas as fases lunares não mostram qualquer influência nos valores de abundância (Tabela 11).

**Tabela 11.** Tabela da Correlação de Spearman e Kruskal-Wallis entre o índice de abundância de *C. russula* e os diferentes parâmetros climáticos, distância à linha de água e fases lunares.

		T°C média	Radiação	T°C mínima	Precipitação	Fases lunares
Correlação de Spearman Kruskal-Wallis	Valor de P	0.0168	0.0626	0.2442	0.1473	
	r <sup>2</sup>	-0.324	-0.3134	-0.1612	0.1999	
	Valor de P					0.9351
	χ <sup>2</sup>					0.1342

### 3.2.4 Efeito dos invertebrados epígeos

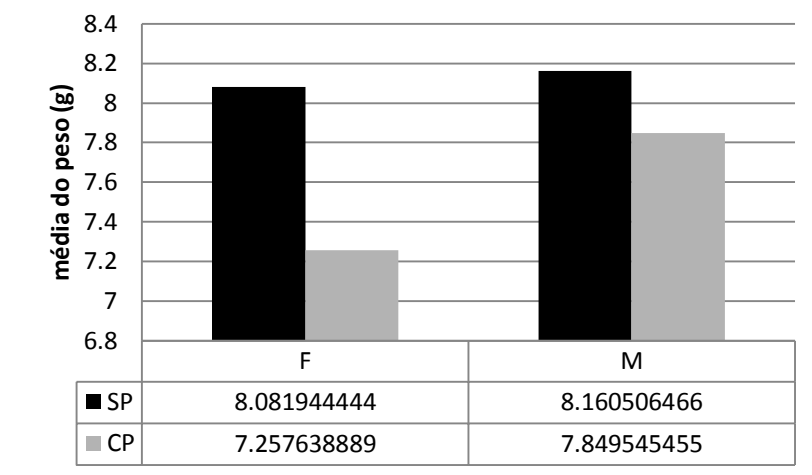
Verifica-se uma correlação negativa significativa entre a abundância de *Crocidura russula* e a abundância de Hymenoptera (excluindo a família Formicidae) e da família Carabidae pertencente à ordem Coleoptera. A ordem Chilopoda e a família Staphylinidae (ordem Coleoptera) demonstram uma correlação positiva significativa. Separando os dados dos locais pastoreados e não pastoreados verifica-se que nos não pastoreados não existe nenhuma correlação evidente, mas nos locais pastoreados a correlação ocorre com a família Staphylinidae ( $r=0.7561$ ,  $p=0.0004$ ;) e com as ordens Diptera ( $r=0.5522$ ,  $p=0.0215$ ;) e Chilopoda ( $r=0.4964$ ,  $p=0.0427$ ;) sendo todas significativamente positivas (Tabela 12).

**Tabela 12.** Valores de correlação de Spearman entre o índice de abundância de *C. russula* e a abundância dos invertebrados epígeos capturados

Filos	Ordens	Famílias	valor de P	r <sup>2</sup>
<b>Artrópodes</b>	Isopoda		0.396	-0.1480
	Diplopoda		0.671	-0.0744
	Diptera		0.9015	0.0217
	Araneae		0.5828	0.0961
	Acarina		0.3551	-0.1611
	Orthoptera		0.7911	-0.0464
	Dictyoptera		0.4038	0.1457
	Chilopoda		0.0435	0.3432
	Heteroptera		0.3864	-0.1511
	Homoptera		0.7881	-0.0471
	Lepidoptera		0.6449	0.0807
	Hymenoptera	Formicidae	0.4391	-0.1351
		Outros	0.0086	-0.4373
	Coleoptera	Carabidae	0.0426	-0.3446
		Staphylinidae	0.0473	0.3376
		Curculionidae	0.4166	-0.1417
		Scarabaeidae	0.0838	-0.2964
		Tenebrionidae	0.3101	-0.1766
		Silphidae	0.9488	-0.0113
		Dermentidae	0.3001	-0.1803
		Histeridae	0.685	-0.0711
		Larvas	0.8262	-0.0385
		Outros	0.2197	-0.2128
	Outros		0.1855	-0.2291
<b>Mollusca</b>	Gastropoda		0.3609	-0.1592
<b>Annelida</b>			0.2876	-0.1032

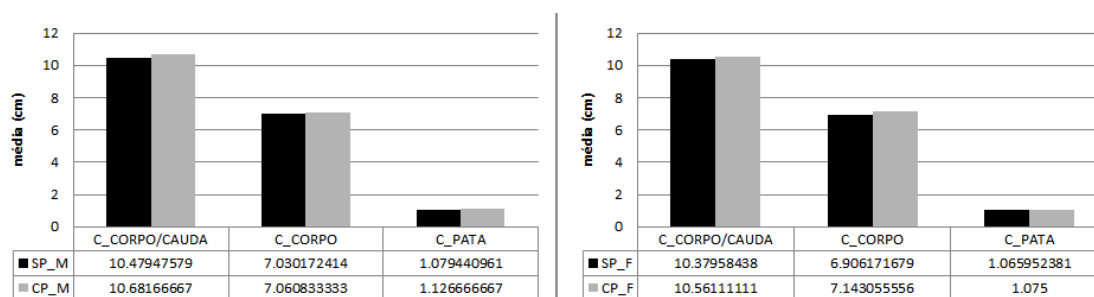
### 3.2.5 Efeito do pastoreio

Apesar das diferenças não serem significativas (Tabela 13) para nenhum dos géneros consegue-se notar que o peso dos machos é no geral mais elevado do que o das fêmeas e, tanto nas fêmeas como nos machos (com ênfase nas primeiras), é superior nos locais sem pastoreio (Fig. 12).



**Figura 12.** Variação da média de peso (com uma tabela de valores) de *Crocidura russula* entre locais pastoreados e não pastoreados e entre sexos.

Apenas o comprimento da pata do género masculino é que mostra diferenças significativas entre locais pastoreados, onde o comprimento é maior, e não pastoreados ( $W=725$ ,  $p=0.0074$ ). Verifica-se que, tal como no peso, todos os parâmetros de comprimento são maiores nos indivíduos masculinos nos locais com pastoreio (Tabela 14; Fig. 13).



**Figura 13.** Variação da média das medidas biométricas (com uma tabela de valores) entre locais pastoreados e não pastoreados e entre sexos.

**Tabela 13.** Valores do teste Wilcoxon para os parâmetros biométricos de *C. russula* entre os locais pastoreados e não pastoreados.

Wilcoxon		Peso	Comprimento da pata	Comprimento do corpo (s/ cauda)	Comprimento do corpo com cauda
<b>F</b>	valor de P	0.1607	0.5091	0.0588	0.0763
	W	242	361	436.5	429.5
<b>M</b>	valor de P	0.221	0.0074	0.5049	0.0601
	W	416.5	725	576.5	678.5

O SMI (Índice de condição corporal) não demonstra diferenças significativas entre os locais pastoreados e não pastoreados nem para os machos nem para as fêmeas deste musaranho (Tabela 14).

**Tabela 14.** Tabela com valor de P e estatística-teste para o SMI nos locais pastoreados e não pastoreados.

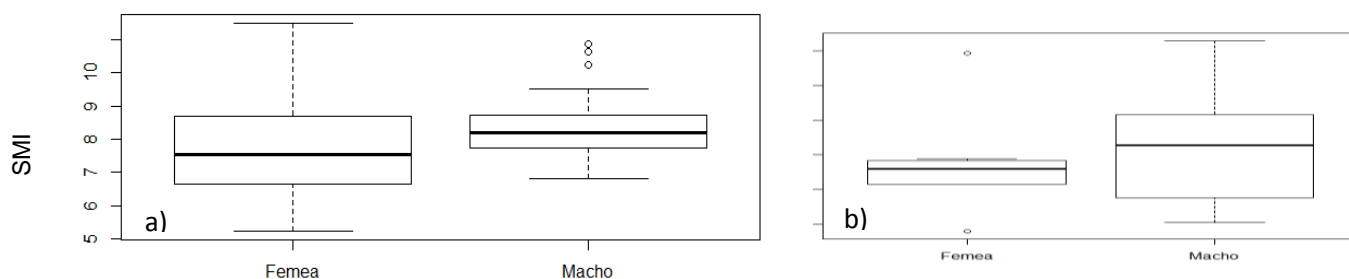
		One way ANOVA		Teste de Wilcoxon	
		F	Valor de P	W	Valor de P
<b>Sem pastoreio</b>	Macho	2.585	0.118		
	Fêmea	1.325	0.259		
<b>Com pastoreio</b>	Macho			14	0.7595
	Fêmea			4	0.5959

Nem os machos nem as fêmeas mostram diferenças significativas entre locais pastoreados e não pastoreados (Tabela 15). O SMI mostra diferenças significativas nos locais não pastoreados entre os dois géneros ( $W=351$ ,  $p=0.0312$ ), sendo que os machos têm uma maior condição corporal que as fêmeas. Nos locais pastoreados não se verificou diferenças entre o SMI de machos e fêmeas ( $W=33$ ;  $p=0.659$ ) (Fig. 14).

**Tabela 15.** Resultados do teste de Wilcoxon e teste t para demonstrar as diferenças entre locais pastoreados e não pastoreados do Índice de abundância (IA) e SMI de machos e fêmea de *C. russula*.

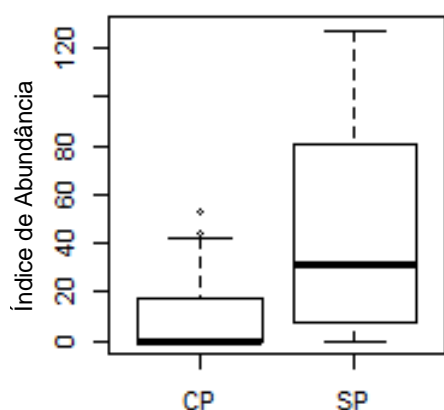
Teste de Wilcoxon	Estatística-teste	Valor de P
<b>SMI_Macho</b>	155(W)	0.5683
<b>SMI_Fêmea</b>	0.0561(t)	0.9566





**Figura 14.** Valores de SMI de fêmeas e machos de *Crocidura russula* nos locais não pastoreados (a) e pastoreados (b), (representado mediana, desvio-padrão e intervalos de confiança para um nível de significância de 0.05).

O índice de abundância (IA) de *Crocidura russula* mostra diferenças significativas em áreas com e sem pastoreio ( $W=175$ ;  $p=0.0008$ ) (Fig. 15).



**Figura 15.** Índice de abundância de *Crocidura russula* entre locais pastoreados (CP) e não pastoreados (SP) (representado mediana, desvio-padrão e intervalos de confiança com um grau de significância de 0.05).

Em conformidade com os resultados anteriores, a abundância de *Crocidura russula* parece ser afectada pelo pastoreio, uma vez que apresenta uma correlação negativa significativa com a pressão de pastoreio a curto prazo ( $cor=-0.4831$ ;  $p=0.0107$ ), apesar do mesmo não se verificar com a pressão de pastoreio acumulada nos últimos 8 anos ( $cor=-0.0612$ ;  $p=0.7615$ ).

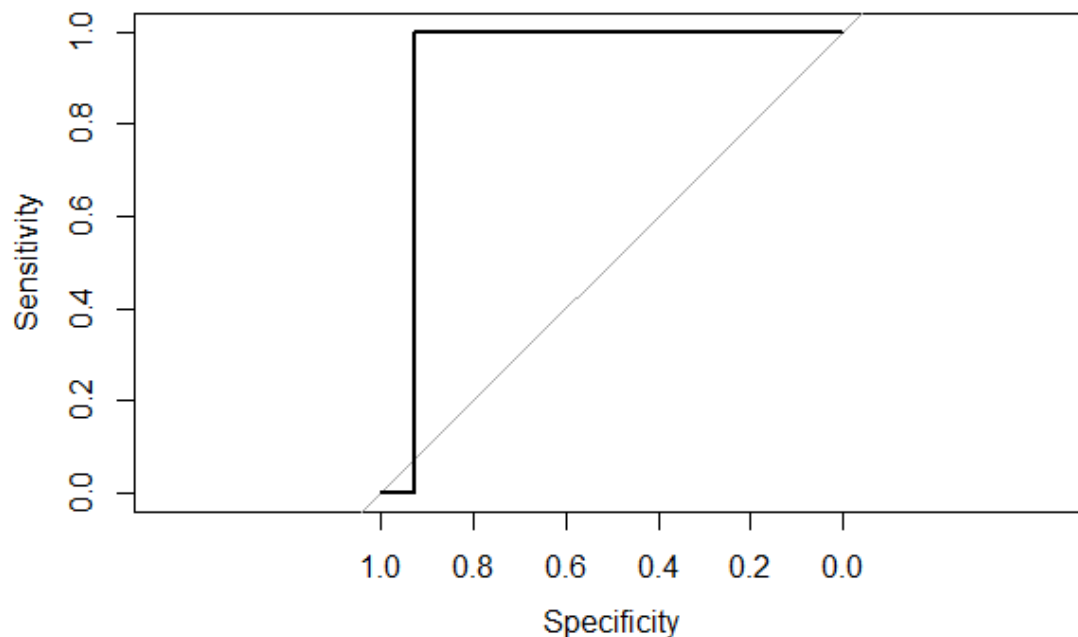
Os modelos que melhor explicam as variações de abundância deste musaranho são os que incluem o pastoreio, a percentagem de cobertura da vegetação arbustiva, a temperatura média e as distâncias à linha de água, excluindo todas as variáveis que representam a disponibilidade alimentar e que inicialmente mostravam influenciar a abundância de

*Crocidura russula* e também a abundância total de invertebrados que não demonstrou qualquer relação com este musaranho (Tabela 16).

**Tabela 16.** Modelos lineares generalizados para verificar os factores que influenciam a abundância de *Crocidura russula*.

Modelos	Variáveis	Desvio	AIC	Valor de P
Invertebrados	Pastoreio		345.912	
	Pastoreio+Chilopoda+Staphylinidae	<b>6583.5</b>	<b>342.338</b>	<b>0.0179</b>
	Pastoreio+Chilopoda+Staphylinidae+Annelida+Diptera	-1048.4	340.6264	0.5271
	Pastoreio+Chilopoda+Staphylinidae+Annelida+Diptera+Carabidae+OutrosHymenoptera	5151.5	343	0.1783
Cobertura do Solo	Pastoreio		536.547	
	Pastoreio+Manta morta	-1721.5	534.105	0.1987
	Pastoreio+Musgo	<b>5608.5</b>	<b>533.101</b>	<b>0.0204</b>
	Pastoreio+Manta morta+Musgo	729.5	534.350	0.4028
Caracterização da Vegetação	Pastoreio		536.547	
	Pastoreio+percentagem de cobertura de vegetação arbustiva	<b>13756.2</b>	<b>524.059</b>	<b><math>9.1 \times 10^{-5}</math></b>
	Pastoreio+percentagem de cobertura de vegetação arbustiva+percentagem de cobertura da vegetação herbácea+altura média da vegetação arbustiva	679.1	527.233	0.6853
Parâmetros Climáticos	Pastoreio		536.547	
	Pastoreio+T°Cmédia	8364.4	530.208	0.0005
	Pastoreio+Água	-8471.2	522.519	0.0005
	Pastoreio+Água+T°Cmédia	<b>15119.4</b>	<b>512.807</b>	<b><math>3.3 \times 10^{-6}</math></b>
MODELO FINAL	Pastoreio		345.912	
	Pastoreio+percentagem de cobertura da vegetação arbustiva+T°Cmédia	<b>10972</b>	<b>336.192</b>	<b>0.0006</b>
	Pastoreio+ percentagem de cobertura da vegetação arbustiva+T°Cmédia+Chilopoda+Staphylinidae+musgo	1327.7	338.098	0.4090

O modelo final, que mostrou que as variáveis pastoreio, percentagem de cobertura da vegetação arbustiva e temperatura média influenciam a variação da abundância de *Crocidura russula*, mostrou-se altamente significativo com um AUC (área abaixo da curva) de 0.9286 para um intervalo de confiança de 95% (Fig. 16).



**Figura 16.** Curva ROC para validação do modelo final das variáveis que influenciam a abundância de *Crocidura russula*.

## 4 DISCUSSÃO

A variação de abundância de *Crocidura russula* mostrou ser influenciada negativamente pelo pastoreio que consequentemente provoca alterações na vegetação, em particular na percentagem de cobertura por vegetação arbustiva que é a que trará maiores consequências para esta espécie. A temperatura média também mostrou influenciar esta espécie tal como a distância à linha de água, pois são factores que alteram o seu metabolismo afectando a termorregulação e que lhes fornecem habitats mais propícios à sua sobrevivência. A distância às linhas de água também pode estar relacionada com o encharcamento do solo que diminui a disponibilidade de refúgios para *C. russula*.

Os pequenos mamíferos são especialmente relevantes devido aos efeitos “top-down” nas plantas e comunidade de artrópodes e aos efeitos “bottom-up” nos seus predadores (aves de médio porte e mamíferos) (Torre *et al.*, 2007). A sua diversidade e abundância nos sistemas agro-silvo-pastoris é normalmente afectada pelo pastoreio. Este leva à diminuição da disponibilidade ou qualidade alimentar, diminuição da adequabilidade do solo para a construção de sistemas de tocas (consequência dos efeitos negativos do pisoteio que provoca a compactação do solo) e ao aumento do risco de predação nas áreas estruturalmente mais simples (alterações induzidas na altura e percentagem de cobertura da

vegetação) produzindo efeitos significativos nas comunidades de pequenos micromamíferos (Torre *et al.*, 2007).

Os resultados deste estudo demonstram que, apesar dos montados de sobro, onde se pratica pastorícia, serem um dos habitats utilizados por esta espécie, os locais excluídos ao pastoreio são relevantes para a abundância desta espécie na Charneca do Infantado. Estes locais têm uma maior disponibilidade de recursos, como abrigo para poderem escapar aos predadores e poderem construir tocas e ninhos na época de reprodução. A disponibilidade alimentar para *C. russula*, aqui representada pela abundância de invertebrados epígeos, não difere significativamente entre locais onde a exclusão ao pastoreio e a não exclusão actuam, sugerindo que a mesma não influencia significativamente a abundância de *Crocidura russula* (Torre *et al.*, 2007).

Neste trabalho verificou-se que nos 3 locais de amostragem que representaram zonas pastoreadas apenas numa a captura de *Crocidura russula* foi nula. Este replicado não difere estruturalmente dos restantes, apenas se destacando pelo facto da pressão de pastoreio ser muito mais elevada, o que perturba toda a sua dinâmica quer a pequena escala (micro e mesohabitat) quer a maior escala (Butet *et al.*, 2006a, b). Nos locais não pastoreados a variação observada na abundância de *C. russula* está relacionada com a estrutura da vegetação indicando a importância da mesma para aquela espécie (Anexo 6).

#### 4.1 Efeitos directos do pastoreio nos invertebrados epígeos e em *C. russula*

Paisagens heterogéneas têm uma maior diversidade de espécies que áreas homogéneas, já que habitats estruturalmente mais complexos disponibilizam mais nichos e recursos (Sheil & Burslem, 2003; Tews *et al.*, 2004). Deste modo, em habitats pastoreados, a diversidade de invertebrados pode ser afectada pela gestão do habitat já que práticas como o pastoreio podem alterar a comunidade de invertebrados através de alterações no crescimento e arquitectura das plantas e na diversidade da vegetação (Strong *et al.*, 1984; Huntly, 1991).

Tal como no estudo de Bugalho (2011) a ordem Dictyoptera também foi capturada com uma maior abundância nos locais não pastoreados. Apesar das diferenças não serem significativas, é observada uma maior percentagem de manta morta nos locais não pastoreados o que sugere que estes locais possam ser habitats adequados para a comunidade de detritívoros, tais como os Dictyoptera. Esta ordem pode também ter uma menor abundância em áreas abertas devido a níveis inferiores de humidade devido à falta de cobertura pela canópia ou de manta morta. De notar que o sucesso de captura através

do método de armadilhas de queda é influenciado pela actividade e abundância de invertebrados (Lindsay & Cunningham, 2009).

A família Carabidae da ordem Coleoptera encontra-se em maior abundância nos locais pastoreados o que é de esperar, visto que segundo Silva (2009) estes encontram-se em locais homogéneos e áreas frequentemente perturbadas. São generalistas e são coleópteros de áreas abertas, onde a maior parte do solo lhes fornece um habitat adequado e disponibilidade de recursos que sustentam a sua elevada actividade. Como escaravelhos do solo também o revolvimento da terra por parte do gado obriga a uma maior taxa de deslocações e assim a uma maior probabilidade de captura por “pitfalls” (Kromp, 1999; Kennedy *et al.*, 2001; Larsen *et al.*, 2003).

Os resultados relativos aos Hymenoptera (excluindo a família Formicidae) não suportam as evidências apresentadas por Bugalho (2011) de não ocorrerem diferenças entre locais pastoreados e não pastoreados, nem de uma maior captura em locais não pastoreados (Minckley, 2014). Este resultado pode resultar de uma maior acessibilidade dos seus potenciais hospedeiros em locais pastoreados (tornam-se mais visíveis devido à estrutura mais simplificada da vegetação). Também se poderá dever com o facto destes habitats ficarem mais expostos à radiação solar e portanto sujeitos a um maior nível de calor ( maior evaporação ao nível do solo) e como as armadilhas “pitfall” têm líquido tornam-se atractivas para estes insectos (Noll & Gomes, 2009).

Os invertebrados de zonas arborizadas são afectados pela remoção da vegetação causada pelo pastoreio, alterando a estrutura da vegetação e a disponibilidade de diferentes microhabitats. Normalmente, ocorrem interacções entre microhabitats e o pastoreio, com muitos grupos de invertebrados a responder de maneira diferente ao pastoreio dentro dos microhabitats onde habitam (Lindsay & Cunningham, 2009).

As zonas de montado estudadas sofrem um elevado grau de perturbação, principalmente devido ao intenso pastoreio que se verifica nalgumas alturas do ano, o que, para além de causar impacto directo sobre os pequenos mamíferos, afecta de forma significativa as comunidades de vegetação herbácea e arbustiva e influencia as características edáficas desses locais (Schmidt *et al.*, 2005; Torre *et al.*, 2007), com consequências indirectas nas comunidades de herbívoros e restante fauna associada.

A espécie alvo deste trabalho é um dos musaranhos mais generalista e mais tolerante à perturbação, podendo estar associada a montados de sobro e azinho, matagal mediterrâneo, zonas de pastagem, entre outras (Millan de la Peña *et al.*, 2003; Butet *et al.*, 2006a; Michel *et al.*, 2007; Costa, 2009). Apesar de ser tolerante, esta espécie revela-se sensível ao pastoreio, apresentando abundâncias mais elevadas em zonas livres desta prática. Este resultado é semelhante ao obtido por Guilherme (2010) e Gonçalves *et al.*

---

(2013), em que esta espécie mostrou ser influenciada pelo pastoreio, sendo mais abundante em zonas não expostas ao impacto deste. Neste estudo observou-se que a abundância desta espécie é inversamente influenciada pela intensidade da pressão de pastoreio a curto prazo. Assim, pode acontecer que *C. russula* seja favorecida por níveis reduzidos de pastoreio, que não alterem drasticamente as características do habitat (como a percentagem da cobertura da vegetação) a ponto de impedir a ocorrência da espécie, mas que favoreçam o aumento de disponibilidade e diversidade de alimento (Piñero e Avila, 2004).

A influência do pastoreio sobre este musaranho aparente assim estar relacionada com a diminuição da densidade da vegetação, principalmente da vegetação arbustiva, da qual este depende (Kutiel *et al.*, 2000; Pita *et al.*, 2003), em detrimento da maior disponibilidade alimentar oferecida à espécie nas áreas pastoreadas. Esta espécie está associada a habitats com maior percentagem de cobertura de vegetação arbustiva que lhes confere abrigo e também uma maior diversidade de invertebrados dos quais depende (Pita *et al.*, 2003; Butet *et al.*, 2006a). Como descrito em Guilherme (2010) a abundância de *C. russula*, apesar de ter uma correlação negativa com a altura média da vegetação arbustiva, tem uma abundância mais elevada quando esta varia entre os 80 e 90 cm, que lhes confere maior protecção contra predadores, local para abrigo e disponibilidade de alimento (Eccard *et al.*, 2000; Schmidt *et al.*, 2005). De entre as espécies arbustivas dominantes nos locais de amostragem foi o sargaço (*Cistus crispus*) que proporcionou uma maior abundância de musaranho-de-dentes-brancos sendo que o mesmo atinge as dimensões (80 cm) onde a abundância deste musaranho é mais elevada.

Neste estudo a percentagem de cobertura herbácea tem uma correlação negativa com abundância do musaranho, que se poderá dever à vegetação herbácea existente ser constituída principalmente por gramíneas rasteiras que não conferem grande abrigo contra eventuais predadores. Nos locais onde a densidade arbórea era mais elevada ocorreu uma maior abundância desta espécie, mas nestes locais a percentagem de cobertura da vegetação arbustiva também era mais elevada o que poderá ter influenciado a abundância de *C. russula*. De qualquer das maneiras o facto das parcelas com maior densidade arbórea albergarem uma maior abundância desta espécie pode dever-se ao facto de uma maior protecção contra os seus predadores, visto que reduz o espaço de manobra e de visibilidade (Guilherme, 2010; Gonçalves *et al.*, 2013).

A abundância de *C. russula* é positivamente influenciada pela cobertura do solo, principalmente pela manta morta e musgo. Como espécie generalista e oportunista, o musaranho-de-dentes-brancos forrageia principalmente no solo e sob manta morta e musgo onde poderá encontrar disponíveis as suas presas. Estes abrigos conferem-lhe protecção

contra predadores e locais de repouso e, na época de reprodução, para a construção dos ninhos (Brahmi *et al.*, 2012).

Contrariando o descrito em Simões (2009), os resultados demonstraram que quanto maior a distância às linhas de água principais maior a abundância de *Crocidura russula*. Esta conclusão pode-se dever, a uma limitação amostral devido a todos os locais pastoreados se encontrarem mais perto da linha de água do que os locais não pastoreados, facto que influencia os resultados, mas também se poderá dever a uma tentativa de evitar locais com uma maior capacidade de encharcamento.

O efeito do pastoreio além de afectar a abundância de *C. russula* também produz efeitos na condição física que poderá levar a uma consequência a longo-prazo reduzindo a fitness. O SMI (Índice de massa corporal) é informativo sobre a condição corporal de pequenos mamíferos (Peig & Green 2009). Agrupando os replicados dos locais não pastoreados e pastoreados, respectivamente, não houve evidências de diferenças significativas entre a condição corporal dos machos e fêmeas.

Apesar das diferenças não serem significativas, tanto os machos como as fêmeas têm um peso médio superior nas parcelas excluídas ao pastoreio. Durante a amamentação, as fêmeas preferem uma vegetação mais densa como protecção contra predadores e a redução da mesma pode levar também a uma redução na procura de alimento, levando a que os indivíduos em áreas abertas possam ter menos peso corporal, resultando numa redução da actividade reprodutora comparando com os locais de exclusão (Hansson, 1992 e Yoccoz & Mesnager, 1998). A justificação para os machos é semelhante, visto que depois da cópula os machos permanecem junto da fêmea participando na construção do ninho e, posteriormente, na criação da prole (Costa, 2009).

Com uma taxa metabólica muito elevada, estes musaranhos vêm-se obrigados a recorrer a estratégias de retenção de energia térmica (Genoud, 1985). Os locais não pastoreados têm uma maior percentagem de cobertura vegetal arbustiva, funcionando como protecção contra flutuações térmicas abruptas, e favorecendo a conservação de energia térmica (Price, 1983; Doyle, 1990). Uma maior vegetação também reduz encontros directos entre indivíduos, o que pode evitar a hostilidade intra-específica (Gray *et al.*, 1998).

#### 4.2 Resposta de *Crocidura russula* às variações de abundância de invertebrados epígeos

*Crocidura russula* alimenta-se de uma grande variedade de invertebrados, dependendo da distribuição dos mesmos e da disponibilidade e qualidade alimentar. A sua alimentação baseia-se em Gastropoda, Araneae, Acarina, Chilopoda, Isopoda, Orthoptera, Heteroptera, Homoptera, Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Plantae e alguns vertebrados

---

(roedores, lagartos) (McCay & Storm, 1997; Churchfield *et al.*, 2006; Brahmi *et al.*, 2012). Hymenoptera, Coleoptera e Diptera foram as ordens com um maior frequência de ocorrência nos conteúdos estomacais de *C. russula* na Algéria (Brahmi *et al.*, 2012) correspondendo também às ordens mais capturadas na Charneca do Infantado, nas parcelas com e sem exclusão ao pastoreio.

A abundância de *Crocidura russula* aumenta, segundo os dados recolhidos, com uma maior abundância da classe Chilopoda e da família Staphylinidae da ordem Coleoptera. Segundo o estudo de Brahmi *et al.* (2012), a classe Chilopoda faz parte da dieta deste musaranho e corresponde a uma parte significativa da percentagem de biomassa consumida. A família Staphylinidae também faz parte de uma das ordens que representa presas deste pequeno mamífero e também foi encontrado no conteúdo estomacal desta espécie (McCay & Storm, 1997; Churchfield *et al.*, 2006; Brahmi *et al.*, 2012). Nenhum destes dois grupos mostra uma relação com a presença de pastoreio na Charneca do Infantado. Desta forma, pensa-se que seja por fazerem parte da dieta deste insectívoro que se verifique uma correlação positiva.

A abundância de *Crocidura russula* tem uma relação inversamente proporcional à abundância da ordem Hymenoptera (excluindo a família Formicidae) e da família Carabidae da ordem Coleoptera. Estes dois grupos encontram-se em maior número em locais pastoreados onde este musaranho apresenta uma abundância mais reduzida pese embora o seu carácter generalista e o facto destes dois grupos fazerem parte integrante da sua dieta.

Verificou-se que a distância à linha de água é o que explica melhor as variações de abundância deste musaranho observando-se uma reposta contrária à observada por Simões (2009) na mesma área de estudo. A autora demonstrou que estes insectívoros se encontram em maior número perto de zonas ripárias e ao longo deste estudo as maiores abundâncias da espécie foram mais elevadas nas parcelas mais afastadas. Este resultado pode contudo ser um artefacto de cálculo devido ao facto dos locais pastoreados estarem localizados mais próximo das linhas de água do que os locais não pastoreados. Deste modo, numa posterior análise retirei do modelo a distância à linhas de águas para identificar outros factores que pudessem estar a actuar na variação da abundância de *Crocidura russula*.

Assim, concluiu-se que a presença de pastoreio, a temperatura média e a percentagem de cobertura da vegetação arbustiva são os principais factores que influenciam as variações de abundância deste pequeno mamífero. É normal os invertebrados epígeos predados, não demonstrarem uma grande influência na abundância deste musaranho, pois a abundância dos não varia significativamente entre os locais não pastoreados e os pastoreados, pelo que

---



a disponibilidade alimentar não se mostra afectada e como generalista que é, este musaranho alimenta-se da maior parte dos invertebrados epígeos.

Na presença de temperaturas mais elevadas, estes pequenos mamíferos permaneciam mais tempo dentro das tocas para evitarem gastos desnecessários, evitando perdas de energia na procura de alimento, visto que são mamíferos com um metabolismo muito elevado precisando de se alimentar muitas vezes. Com temperaturas mais reduzidas e dias chuvosos aumentava a captura, já que o encharcamento das suas tocas levava-os à procura de novas tocas (Simões, 2009; Guilherme, 2010).

O pastoreio, como já referido, leva assim a variações de abundância de *C. russula*. Mas ao contrário do esperado, a influência do pastoreio sobre este musaranho aparenta ser indirecta e estar relacionada com a diminuição da densidade da vegetação, principalmente da vegetação arbustiva, da qual a espécie depende enquanto refúgio (Kutiel *et al.*, 2000; Pita *et al.*, 2003).

#### 4.3 Limitações dos dados

Embora as conclusões deste estudo sejam biologicamente plausíveis os dados base têm algumas limitações que importa discutir. Um dos principais parâmetros que deveria ter sido medido para os invertebrados epígeos, mas que devido a constrangimentos logísticos não foi possível avaliar, foi a biomassa. Esta permitiria saber a quantidade total de matéria viva para cada ordem/família de invertebrados existente nos locais pastoreados e não pastoreados, melhor indicador da transferência de energia para *C. russula* porque os invertebrados de cada classe/ordem/família têm uma elevada diversidade de tamanhos

O número de replicados usado é limitativo e o seu aumento seria vantajoso, mas tal traria outros constrangimentos devido à limitação do número de armadilhas disponíveis, ao esforço de amostragem necessário, e ao um aumento do período de amostragem que por sua vez acresceria a heterogeneidade temporal como um factor de variação.

#### 4.4 Considerações finais

A gestão tradicional do montado envolve reduzida perturbação, pelo que, estes ecossistemas suportam uma elevada biodiversidade e por isso, são considerados como um modelo de desenvolvimento sustentável, conciliando a exploração e a conservação da Natureza, a nível nacional e europeu.

Como exposto anteriormente, o pastoreio é um uso dominante da terra a nível global, e afecta a biodiversidade e os ecossistemas. Em ecossistemas mediterrânicos, as pastagens

são um dos principais motores ecológicos e evolutivos, mas, surpreendentemente, há pouca informação sobre o uso de pastagens como uma ferramenta para gerir a biodiversidade nesses ecossistemas (Pinto, 2012).

Os habitats pastoreados apontam uma influência negativa desta actividade sobre a comunidade de pequenos mamíferos, especialmente para *Crocidura russula*, a espécie em estudo. Apesar da gestão do gado na Companhia das Lezírias incluir um regime de pastoreio intermitente, uma vez que as parcelas são utilizadas segundo uma avaliação empírica da disponibilidade de alimento sendo estas pastagens utilizadas até esgotar esse alimento e depois novamente utilizadas quando o crescimento do pasto se mostra satisfatório (Paulino *et al.*, 2002), a forma como esta prática afecta a biodiversidade local não tem sido alvo de avaliação. *C. russula* parece ser especialmente sensível a esta actividade, sendo praticamente excluído das áreas de pastoreio pois quanto mais intenso menor a sua abundância. Esta resposta à presença de gado deriva da forte influência directa do gado sobre a composição da comunidade vegetal, afectando, directa ou indirectamente, a disponibilidade de abrigos e as principais fontes de alimento do musaranho. A comunidade de pequenos mamíferos seria favorecida por uma gestão adequada da exploração de gado, que deverá passar pela moderação da intensidade de pastoreio. Tal permitiria a existência de um coberto arbustivo mais denso, favorecendo não só este musaranho como outras espécies de pequenos mamíferos e também os invertebrados epígeos que dependem da vegetação arbustiva (Mangas *et al.*, 2008). O pastoreio apesar de não prejudicar a disponibilidade alimentar, em termos gerais, para o musaranho-de-dentes-brancos afecta algumas ordens em particular por lhe retirar a densidade arbustiva que necessitam para completarem o ciclo de vida, protecção e alimentação (Kruess & Tscharntke, 2002).

Níveis moderados de pastoreio não levam a uma perturbação tão acentuada de abundância de *C. russula*, apesar desta decrescer. No único local onde a captura desta espécie foi nula a pressão de pastoreio era a mais elevada (P=206), o que leva a concluir que uma pressão de pastoreio mais reduzida é mais razoável para a perturbação não ser muito acentuada, visto que a vegetação arbustiva continua a ser suficientemente densa para protecção dos pequenos mamíferos e a perturbação induzida pelo pisoteio do gado e a consequente destruição da vegetação não perturba significativamente a comunidade de invertebrados epígeos e os seus predadores. Para testar esta hipótese seria interessante fazer uma amostragem com mais replicados e mais parcelas com diferentes intensidades de pastoreio, verificando não só como variaria a abundância de *C. russula*, mas também a de invertebrados epígeos.

As vedações evitam a passagem do gado para locais propícios à presença deste musaranho permitindo que, nessas zonas, a vegetação e o solo não sejam directamente afectados pelo pisoteio e herbívoros, reunindo as condições necessárias ao seu uso. Os restantes grupos saem igualmente favorecidos, de forma directa ou indirecta. Esta medida de exclusão ao gado foi demonstrada através dos dados recolhidos como positiva para *Crocidura russula*.

Assim, para a manutenção eficaz de população sustentável de *Crocidura russula* e de um ecossistema saudável, é necessária uma gestão consciente das actividades de exploração. Uma gestão sustentável trará benefícios a longo prazo, não só ao nível da conservação, mas também a nível económico, pois possibilitará a exploração de uma maior diversidade de recursos e serviços durante um período de tempo mais prolongado.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves R (2009). Companhia das Lezírias - o campo às portas da cidade, Naturlink, Disponível em: <http://naturlink.sapo.pt/article.aspx?menuid=10&cid=20260&bl=1>. Acedido em: 10/10/2014.

Aulagnier S, Hutterer R, Amori G, Kryštufek B, Yigit N, Mitsain G (2008). *Crocidura russula*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Acedido em 14/07/2014.

Aquino AM, Correia MEF (2005). Invertebrados edáficos e o seu papel nos processos do solo. *Seropédica: Embrapa Agrobiologia* **201**:52.

Bauerová Z (1988). The food of *Crocidura suaveolens*. *Folia Zoologica* **37**:301–308.

Bazzaz FA (1995). Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. *Ecology* **56**:485-488.

Blondel J, Aronson J (1999). Biology and Wildlife of the Mediterranean Region. University Press, Oxford, UK.

Brahmi K, Aulagnier S, Slimani S, Mann CS, Doumandji S (2012). Diet of the Greater white-toothed shrew *Crocidura russula* (Mammalia: Soricidae) in Grande Kabylie (Algeria). *Italian Journal of Zoology* **79**: 239-245.

Bugalho NM, Caldeira CM, Pereira SJ, Aronson J, Pausas GJ (2011). Mediterranean Cork Oak Savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *The Ecological Society of America* **9**: 278-286.

Burel F, Baudry J, Alain B, Clergeau P, Delettre Y, Le Coeur D, Dubs F (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica* **19**: 47-60.

Butet A, Paillat G, Delettre Y (2006a). Seasonal changes in small mammal assemblages from field boundaries in an agricultural landscape of western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **113**: 364-369.

Butet A, Paillat G, Delettre Y (2006b). Factors driving small rodents assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. *Landscape Ecology* **21**: 449-461.

- Butler CS, Trumble JT (2008). Effects of pollutants on bottom-up and top-down processes in insect-plant interactions. *Environmental Pollution* **156**:1-10.
- Cavaco M, Calouro F (2006). Produção Integrada das culturas – pastagens e forragens. Direcção-Geral de Protecção das culturas– DGPC – Oeiras, Portugal.
- Churchfield S, Rychlik L, Yavrouyan E, Turlejski K (2006). Transcaucasian water shrew *Neomys teres* (Soricomorpha: Soricidae) from Armenia. *Canadian Journal of Zoology* **84**:1853-1858.
- Companhia das Lezírias (2013). Companhia das Lezírias. Disponível em: <http://www.cl.pt/htmls/pt/home.shtml>. Acedido em: 09/10/2014.
- Costa H (2009). ficha do musaranho-de-dentes-brancos. Disponível em: <http://naturlink.sapo.pt/Natureza-e-Ambiente/Fichas-de-Especies/content/Ficha-do-musaranho-de-dentes-brancos?bl=1&viewall=true> Acedido em: 9/07/2014.
- De Miguel JM (1999). Naturaleza y configuración del paisaje agrosilvopastoral en la conservación de la diversidad biológica en España. *Revista Chilena de Historia Natural* **72**: 547-557.
- De Miguel JM, Gómez Sal A (2002). Diversidad y funcionalidad de los paisajes agrários tradicionales, in La Diversidad Biológica de España Pineda FD, De Miguel JM, Casado MA, Montalvo J (eds.), Prentice Hall, Madrid, 273-284.
- Dennis P, Young MR, Gordon IJ (1998). Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* **23**: 253–264.
- Dickman CR (1995). Diets and habitat preferences of 3 species of crocidurine shrews in arid southern Africa. *Journal of Zoology* **237**:499–514.
- Doyle A (1990). Use of Riparian and Upland Habitats by Small Mammals, *Journal of Mammalogy* **71**:14-23.
- Eccard JA, Walther RB, Milton SJ (2000). How livestock grazing affects vegetation structure and small mammal distribution in the semi-arid Karoo. *Journal of Arid Environments* **46**:103-106.
- Eichhorn MP, Paris P, Herzog F, Incoll LD, Liagre F, Mantzanas K, Mayus M, Moreno G, Falck M, Wilson K, Douglas A, (2003). Small mammals within riparian habitats of a regulated and unregulated aridland river. *Western North American Naturalist* **63**:35-42.
- Fitzgibbon CD (1997). Small mammals in farmland woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology* **34**: 530-539.
- Fuhlendorf SD, Engle DM (2001). Restoring Heterogeneity on Rangelands: Ecosystem Management Based on Evolutionary Grazing Patterns. *Bioscience* **51**:625-632.
- Genoud M (1985). Ecological energetics of two European shrews: *Crocidura russula* and *Sorex coronatus* (Soricidae: Mammalia). *Journal of Zoology* **207**: 63-85.
- Gonçalves P, Simões L, Alcobia S, Santos-Reis M (2012). Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems* **85**: 383-395.
- Gonçalves P, Alcobia S, Santos-Reis M, (2013). Atlas dos Mamíferos na Charneca do Infantado. Companhia das Lezírias S.A./Centro de Biologia Ambiental (FCUL): 88pp.
- Gray S, Hurst J, Stidworthy R, Smith J, Preston R, MacDougall R, (1998). Microhabitat and spatial dispersion of the grassland mouse (*Mus spretus* Lataste). *Journal of Zoology* **246**: 299-308.

Guilherme FI (2010). Abundância e Diversidade de Pequenos Mamíferos em Habitats Marginais numa Paisagem Rural. Dissertação para obtenção de grau de mestre, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, 48pp.

Gurnell J, Flowerdew JR (2006). Live Trapping Small Mammals: a practical guide. *Mammal Society*, London, England.

Hansson L (1992). Fitness and lifehistory correlates of wheight variations in small mammals. *Oikos* **64**:479-484.

Huntly N, (1991). Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* **22**:477–504.

ICNF (2013). Natureza e áreas classificadas. Disponível em: [http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/ei/unccd-PT/ond/lucinda/c5\\_booklet\\_final\\_pt\\_rev3](http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/ei/unccd-PT/ond/lucinda/c5_booklet_final_pt_rev3). Acedido em: 10/09/2014.

IPMA (2014). Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Disponível em: <https://www.ipma.pt/pt/>. Acedido em: 19/11/2013.

Jacobs S, Wolfstein K, Vandenbruwaene W, Vrebos D, Beauchard , Maris T, Meire P (2014). Detecting ecosystem service trade-offs and synergies: A practice-oriented application in four industrialized estuaries. *Ecosystem Services*.

Kennedy PJ, Conrad KF, Perry JN, Powell D, Aegerter J, Todd AD, Walters KFA, Powell W (2001). Comparison of two field-scale approaches for the study of effects of insecticides on polyphagous predators in cereals. *Applied Soil Ecology* **17**:253–266.

Kerstin S (2010). Natura 2000 na Região Mediterrânica. Comissão Europeia Direcção-Geral do Ambiente.

Kromp B (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivationimpacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**:187–228.

Krzanowski WJ, Hand DJ (2009). ROC Curves for Continuous Data. Monographs on Statistic and Applied Probability 111.

Kruess A, Tscharntke T, (2002). Contrasting responses of plant and insects diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* **106**:293-302.

Kutiel P, Peled Y, Geffen E (2000). The effect of removing shrub cover on annual plants and small mammals in a coastal sand dune ecosystem. *Biological Conservation* **94**: 235-242.

Larsen KJ, Work TT, Purrington FF (2003). Habitat use patterns by ground beetles (Coleoptera: Carabidae) of northeastern Iowa. *Pedobiologia* **47**:288–299.

Laudré JW, Reynolds TD (1993). Effects of soil structure on burrow characteristics of five small mammal species. *Great Basin Naturalist* **53**:358-366.

Lindsay EA, Cunningham SA (2009). Livestock grazing exclusion and microhabitat variation affect invertebrates and litter decomposition rates in woodland remnants. *Forest Ecology and Management* **258**:178-187.

LTER (2013). The Long Term Ecological Research Network.

LTER (2012). Rede LTER Portugal - Long Term Ecological Research. Disponível em: <http://www.lterportugal.net/>. Acedido em: 01/11/2014.

---

Mangas JG, Lozano J, Cabezas-Díaz, Virgós E (2008). The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation* **17**:43-51.

Mathias ML (1999). Guia dos Mamíferos Terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira, Instituto da Conservação da Natureza, Centro de Biologia Ambiental da Universidade de Lisboa, Lisboa.

McCay TS, Storm GL (1997). Masked shrew (*Sorex cinereus*) abundance, diet and prey selection in an Irrigated Forest. *American Midland Naturalist*, **138**:268-276.

Meteoblue (2014). Meteoblue. Disponível em: <https://www.meteoblue.com/pt/portugal/>. Acedido em: 01/12/2013.

Michel N, Burel F, Legendre P, Butet A (2007). Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscapes in Brittany, France. *Landscape Ecology* **22**:1241-1253.

Millán de la Peña N, Butet A, Delletre Y, Paillat G, Morant P, Le Du L, Burel F (2003). Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology* **18**: 265-278.

Minckley RL (2014). Maintenance of richness despite reduced abundance of desert bees (Hymenoptera: Apiformes) to persistent grazing. *Insect Conservation and Diversity* **7**:263-273.

Noll FB, Gomes B (2009). Na improved bait method for collecting Hymenoptera, especially social wasps (Vespidae: Polistinae). *Neotropical Entomology* **38**:477-81.

Nunes LAP; Araújo JA; Menezes RI (2008). Q. Recolonização da fauna edáfica em áreas de Caatinga submetidas a queimadas. *Caatinga* **21**:214-220.

Observatório Astronómico de Lisboa (s.d). Dados Astronómicos de 2014. Disponível em: <http://oal.ul.pt/publicacoes/almanaques/dados-de-2014/>. Acedido em: 11/06/2014.

Olea L, San Miguel-Ayán A (2006). The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation, 21st General Meeting of the European Grassland Federation.

Papanastasis VP, Pilbeam DJ, Pisanelli A & Dupraz C, (2006). Silvoarable systems in Europe – past, present and future prospects. *Agroforestry Systems* **67**: 29–50.

Patacho D (2012). A importância dos Montados de Sobro em Portugal. Disponível em: <http://www.quercus.pt/artigos-floresta/2411-a-importancia-dos-montados-de-sobro-em-portugal>. Acedido em: 14/08/2014.

Paulino M F, Zervoudakis J T, Kling E H B, Detmann E, Filho S (2002). Bovinocultura de ciclo curto em pastagens. III Simpósio de Produção de Gado de Corte.

Peig J, & Green A J (2009). New perspectives for estimating body condition from mass/length. *Oikos* **118**: 1883-1891.

Pereira MJ (2010). Relatório de Sustentabilidade. Companhia das Lezírias, S.A. Samora Correia, Portugal.

Pereira PM (2010). How important is the availability of food resources for breeding birds at montados? Exploring bird-arthropods relationships on a Mediterranean landscape, Dissertação para obtenção do grau de mestre, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 24pp.

Perez MR (1990). Development of Mediterranean Agriculture - an Ecological Approach. *Landscape and Urban Planning* **18**: 211-219.

---

Petty SJ (1998). Ecology and conservation of raptors in forests. Forestry Commission Bulletin. HMSO, London.

Piñero F, Avila J (2004). Dung-insect community composition in arid zones of south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments* **56**: 303-327.

Pinto-Correia T (1993). Threatened Landscape in Alentejo, Portugal: the 'montado' and other 'agro-silvo-pastoral' systems, *Landscape and Urban Planning* **24**: 43-48.

Pinto-Correia T, Mascarenhas J (1999). Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado, *Landscape and Urban Planning* **46**:125-131.

Pinto-Correia T (2000). Future development in Portuguese rural areas: how to manage agricultural support for landscape conservation? *Landscape and Urban Planning* **50**: 95-106.

Pinto FR (2012). Estudo do modelo tradicional de pastoreio das vacadas da Companhia das Lezírias, S. A. Dissertação para obtenção de grau de mestre, Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, Porto, 32pp.

Pita R, Mira A, Mathias ML (2003). Small mammal community structure in two successional stages of a Mediterranean ecosystem. *Galemys* **15**: 67-79.

Plieninger T, Wilbrand C (2001). Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Lugares. Spain, *Agroforestry Systems* **51**: 23-34.

Plieninger T (2006). Habitat loss, fragmentation, and alteration – quantifying the impact of landuse changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology* **21**: 91-105.

Pounds C (1981). Niche overlap in sympatric populations of stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*) in North-east Scotland. PhD thesis, University of Aberdeen, Aberdeen.

Price M (1983). Microhabitat Use in Rodent Communities: Predator Avoidance or Foraging Economics? *Netherlands Journal of Zoology* **34** : 63-80.

Putman RJ, Edwards PJ, Mann JCE, How RC & Mill SD (1989). Vegetational and faunal changes in an area of heavily grazed woodland following relief of grazing. *Biological Conservation* **47**:13–32.

Schmidt N, Olsen H, Bildsoe M, Sluydts V, Leirs H, (2005). Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. *Basic and Applied Ecology* **6**: 57-66.

Sheil D, Burslem DFRP (2003). Disturbing hypotheses in tropical forests. *Trends Ecology Evolution* **18**: 18–26.

Silva PM, Aguiar CA, Niemela J, Sousa JP, Serrano AR (2008). Diversity patterns of ground-beetles (Coleoptera: Carabidae) along a gradient of land-use disturbance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **124**:270-274.

Silva PM, Aguiar CAS, Niemela J, Sousa JP, Serrano ARM (2009). Cork-oak woodlands as key-habitats for biodiversity conservation in Mediterranean landscapes: a case study using rove and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* **18**:605-619.

Silva AK, Queiroz RN, Oliveira BH, Albuquerque HN (2010). Relevância do estudo dos invertebrados edáficos no complexo aluizio Campos. *Revista Brasileira de informação científica*, **1**:74-77.

Simões LG (2009). Factores determinantes da diversidade e abundância de mamíferos num sistema agro-silvo-pastoril mediterrânico. Dissertação para obtenção do grau de mestre, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, 50pp.

---

Strong DR, Lawton JH, Southwood TRE, (1984). *Insects on Plants. Community Patterns and Mechanisms*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Tárrega R, Calvo L, Taboada A, Garcia-Tejero S & Marcos E, (2009). Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management* **257**:731-738.

Tews J, Brose U, Grimm V, Tielbörger K, Wichmann MC, Schwager M, Jeltsch F (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* **31**: 79-92.

Torre I, Díaz M, Martínez-Padilla J, Bonal R, Viñuela J, Fargallo JA (2007). Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. *Basic and Applied Ecology* **8**: 565-575.

Tortato FR, Althoff SL (2009). Avaliação de fatores abióticos sobre o período de atividade do graxaim (*Cerdocyon thous* Carnívora: Canidae). *Biotemas* **22**:147-152.

Tubbs GR (1986). *The New Forest*. Collins, London.

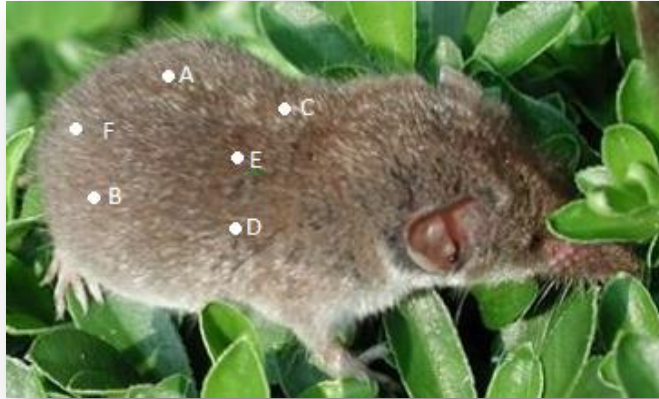
Undersander D, (2002). *Pastures for Profit: A guide for rotational grazing*. Extension publishing. *University of Minnesota*.

Yoccoz NG, Mesnager S (1998). Are alpine bank voles larger and more sexually dimorphic because adults survive better? *Oikos* **82**:85-98.



## 6 ANEXOS

**Anexo 1.** Esquema ilustrando o sistema de marcação individual, por corte de pêlo, em pequenos mamíferos.



## Anexo 2. Folha de Registo para a Caracterização da Vegetação.

Observações:																													
	Árboreo	(% cob.)					sp predominante	Alt. Média	Arbustivo	(% cob.)					sp predominante	Alt. Média	Herbáceo	(% cob.)					sp predominante	Alt. Média	solo				
		0-13	14-36	37-61	64-81	87-100				0-13	14-36	37-61	64-81	87-100				0-13	14-36	37-61	64-81	87-100			0-13	14-36	37-61	64-81	87-100
c	1ªQ																												
	2ªQ																												
	3ªQ																												
	4ªQ																												
a5	1ªQ																												
	2ªQ																												
	3ªQ																												
	4ªQ																												
c5	1ªQ																												
	2ªQ																												
	3ªQ																												
	4ªQ																												
e5	1ªQ																												
	2ªQ																												
	3ªQ																												
	4ªQ																												
g5	1ªQ																												
	2ªQ																												
	3ªQ																												
	4ªQ																												

**Anexo 3.** Valores para o teste de Wilcoxon e Correlação de Spearman entre a taxonomia (solos hidromórficos e não hidromórficos) e os constituintes do solo, respectivamente e a abundância de todos os invertebrados epígeos capturados.

Filos	Ordens	Famílias	Taxonomia		Manta Morta		Solo nú		Pedras		Musgo	
			valor de P	W	valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>
Artrópodes (Para a Taxonomia valor de P=3x10 <sup>-6</sup> ; W=28217)	Isopoda		<b>0.0050</b>	<b>26094</b>	<b>0.0255</b>	<b>0.377</b>	0.5908	0.0940	<b>0.0389</b>	<b>-0.3505</b>	0.4985	0.1183
	Diptera		<b>0.0023</b>	<b>27043</b>	0.3405	-0.1660	0.949	-0.0112	0.1465	0.2506	0.9692	0.0068
	Diplopoda		0.1381	26804	0.0521	0.4998	0.1928	0.2254	0.0607	-0.3203	0.3336	0.1684
	Chilopoda		0.3755	23981	0.651	0.0792	0.6806	-0.0721	0.4079	-0.1449	0.7626	-0.0529
	Araneae		0.1167	20345	0.2027	0.2206	0.9342	0.0145	0.4042	-0.1455	0.9175	0.0182
	Hymenoptera	Formicidae	0.0592	20564	0.5195	-0.1126	0.7724	0.0507	0.6114	0.0889	0.8108	0.0419
		Outros	0.8379	23454	0.1745	-0.2348	0.0935	-0.2879	0.8900	0.0243	0.1061	-0.2778
	Acarina		0.5888	20564	0.6894	0.0700	0.7861	-0.076	<b>0.0243</b>	<b>-0.3799</b>	0.7376	-0.0587
	Dictyoptera		0.9829	20043	<b>0.0193</b>	<b>0.3936</b>	0.1451	0.2515	0.2162	-0.2144	0.1014	0.2814
	Orthoptera		0.476	23005	<b>0.0299</b>	<b>-0.3673</b>	0.1962	-0.2238	0.2248	0.2105	0.1908	-0.2264
	Lepidoptera		0.5609	23098	0.9688	0.0068	0.5558	-0.1031	0.9623	-0.0083	0.6522	-0.0789
	Homoptera		0.6174	24308	0.0843	-0.2959	0.8714	-0.0284	0.1535	0.2465	0.7839	-0.0481
	Heteroptera		0.3881	24560	0.7112	-0.0648	0.346	-0.1642	0.922	0.0172	0.4221	-0.1401
	Coleoptera (Para a Taxonomia valor de P=0.0175; W=26158)	Carabidae	<b>0.0295</b>	<b>20376.5</b>	<b>0.0083</b>	<b>-0.4393</b>	<b>0.0077</b>	<b>-0.4427</b>	0.6778	-0.07	<b>0.0088</b>	<b>-0.4358</b>
		Dermestidae	<b>4x10<sup>-6</sup></b>	<b>26304</b>	<b>0.0472</b>	<b>-0.3378</b>	0.1328	-0.2591	0.5236	0.1115	0.1721	-0.2361
		Staphylinidae	0.234	20876	0.8118	0.0417	0.3092	0.1769	0.1604	0.2423	0.2784	0.1884
		Histeridae	0.0507	23412	0.4949	0.1194	0.4365	0.1358	0.6504	-0.0794	0.371	0.1559
		Silphidae	0.2365	21098	0.5815	0.0965	0.8923	-0.0237	0.3632	-0.1585	0.9508	0.0108
		Scarabaeidae	0.5674	23098	0.9053	0.0208	0.8031	0.0437	0.3038	-0.1789	0.702	0.0670
		Curculionidae	0.3297	23091	0.666	0.0755	0.8733	0.0279	0.8102	-0.0421	0.831	-0.0374
		Tenebrionidae	0.505	21009	0.2223	0.2116	0.4769	0.1243	0.2711	-0.1912	0.5383	0.1076
		Larvas	<b>0.0174</b>	<b>25699.5</b>	<b>0.0328</b>	<b>-0.3615</b>	0.1974	-0.2232	0.6443	0.0808	0.2983	-0.1809
		Outros	0.0511	25498	0.9528	-0.0103	0.6664	0.0755	0.2842	0.1862	0.8105	0.0420
Mol	Gastropoda		<b>3x10<sup>-5</sup></b>	<b>18936.5</b>	0.25181	-0.1989	0.5086	0.1156	0.7453	-0.0569	0.2958	0.1818
	Annelida		0.05338	20578	0.4589	0.1293	0.2719	0.1909	0.2434	-0.2025	0.2081	0.2181

**Anexo 4.** Valores da correlação de Spearman entre os estratos da vegetação e a abundância de todos os invertebrados epígeos capturados.

Filos	Ordens	Famílias	Vegetação Herbácea				Vegetação arbustiva			
			Alt. média		% Cob.		Alt. média		% Cob.	
			valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>
Artrópodes	Isopoda		0.6396	-0.0820	0.9189	0.0178	0.2741	-0.1901	0.5572	0.1027
	Diptera		0.3927	-0.1491	0.8771	0.0271	0.0522	0.3308	0.9361	0.0141
	Diplopoda		0.4041	-0.1456	0.6006	-0.0916	0.5379	0.1077	0.8043	0.0434
	Chilopoda		0.3500	0.1628	0.6210	0.0865	0.9961	-0.0008	0.3074	-0.1776
	Araneae		0.5674	0.1000	0.2755	-0.1895	0.4939	-0.1195	0.6728	0.0739
	Hymenoptera	Formicidae	0.9104	-0.0197	0.4073	-0.1445	0.5573	0.1027	0.4490	0.1322
		Outros	0.1045	-0.2791	0.3704	-0.1561	0.6692	-0.0748	0.1350	0.2577
	Acarina		0.0809	0.2990	0.4757	0.1246	0.5230	-0.1117	0.0721	0.3077
	Dictyoptera		0.5710	0.0991	0.4594	0.1292	0.6998	0.0675	0.8953	-0.0231
	Orthoptera		0.9207	-0.0175	0.7396	0.0582	0.8699	-0.0287	0.8335	0.2968
	Lepidoptera		0.2369	0.2053	0.7602	0.0535	0.2948	-0.1822	0.8874	0.0248
	Homoptera		0.2498	0.1998	0.3339	0.1683	0.0821	-0.2979	0.9485	0.0113
	Heteroptera		0.7441	-0.0570	0.3019	0.1796	0.6747	0.0735	0.8767	0.0272
	Coleoptera	Scarabaeidae	0.3578	0.1603	0.7112	0.0648	<b>0.0426</b>	<b>-0.3446</b>	0.9434	0.0125
		Carabidae	0.8936	-0.0234	0.5653	0.1006	0.8304	0.0375	0.8304	0.0375
		Histeridae	0.0855	0.2948	0.3656	0.1577	<b>0.0461</b>	<b>-0.3394</b>	0.4425	-0.1341
		Dermentidae	0.1135	0.2723	0.0042	0.4722	0.7352	0.0593	<b>0.0456</b>	<b>-0.3401</b>
		Staphylinidae	0.3489	-0.1632	0.4403	-0.1347	0.8726	0.0281	0.6541	0.0785
		Tenebrionidae	0.4193	0.1409	0.6174	0.0874	0.0928	-0.2885	0.9402	-0.0132
		Silphidae	0.4507	0.1317	0.4337	0.1366	0.2459	-0.2014	0.8773	-0.0270
		Larvas	<b>0.0117</b>	<b>0.4212</b>	0.0945	0.2870	0.9731	-0.0059	<b>0.0479</b>	<b>-0.3367</b>
		Curculionidae	0.1210	-0.2670	0.3224	-0.1723	0.4020	-0.1462	<b>0.0467</b>	<b>0.3384</b>
		Outros	0.0512	-0.4235	0.9955	-0.0009	0.07224	0.3076	0.1824	0.2307
Mollusca	Gastropoda		<b>0.0102</b>	<b>0.4287</b>	0.0592	0.3221	0.1022	-0.2808	0.5085	-0.1156
Annelida			0.2566	0.1970	0.0852	-0.2952	0.0741	-0.3057	0.2453	0.2017

**Anexo 5.** Valores da correlação de Spearman entre a abundância de todos invertebrados epígeos estudados e os parâmetros climáticos.

Filos	Ordens	Famílias	Temperatura média		Temperatura mínima		Precipitação	
			valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>	valor de P	r <sup>2</sup>
Artrópodes	Isopoda		<b>0.0018</b>	<b>0.5069</b>	<b>0.0075</b>	<b>0.444</b>	0.0785	0.3014
	Diptera		<b>2.3x10<sup>-8</sup></b>	<b>0.7856</b>	<b>0.0002</b>	<b>0.5824</b>	0.0995	0.2229
	Diplopoda		0.7804	0.0488	0.1038	0.2796	0.6360	-0.0828
	Chilopoda		0.8473	-0.0338	0.4042	0.1455	0.3684	0.1568
	Araneae		0.7875	-0.0473	0.7945	-0.0456	0.5485	-0.1049
	Acarina		<b>0.0014</b>	<b>0.5179</b>	<b>0.0367</b>	<b>0.3544</b>	0.0812	-0.2988
	Orthoptera		<b>0.0316</b>	<b>0.3639</b>	0.4680	0.1268	0.3434	-0.1651
	Dictyoptera		<b>0.0002</b>	<b>0.5846</b>	<b>0.0006</b>	<b>0.5489</b>	0.4989	-0.1182
	Lepidoptera		<b>9x10<sup>-6</sup></b>	<b>0.6732</b>	<b>0.0158</b>	<b>0.4048</b>	0.0813	-0.2986
	Homoptera		0.0518	0.3314	0.9214	0.0173	<b>0.0192</b>	<b>-0.3940</b>
	Heteroptera		0.1193	0.2682	0.2488	0.2002	0.6338	-0.0834
	Hymenoptera	Formicidae	0.8450	0.0343	0.5246	-0.1112	0.2934	0.1827
		Outros	<b>0.0223</b>	<b>-0.3853</b>	<b>0.0011</b>	<b>-0.5292</b>	0.5824	0.0962
	Coleoptera	Carabidae	<b>0.0048</b>	<b>-0.4655</b>	<b>0.0014</b>	<b>-0.5178</b>	0.9913	0.0019
		Curculionidae	0.6162	0.0877	0.4998	0.1179	0.2893	-0.1843
		Staphylinidae	<b>1.6x10<sup>-5</sup></b>	<b>-0.6603</b>	<b>0.0224</b>	<b>-0.3849</b>	<b>0.0047</b>	<b>0.4662</b>
		Scarabaeidae	<b>0.0134</b>	<b>0.4141</b>	0.2986	0.1808	0.0602	-0.3209
		Tenebrionidae	<b>1x10<sup>-6</sup></b>	<b>0.7128</b>	<b>0.0022</b>	<b>0.5000</b>	<b>0.0017</b>	<b>-0.5105</b>
		Silphidae	<b>0.0004</b>	<b>0.5582</b>	0.1381	0.2557	<b>0.0416</b>	<b>-0.3463</b>
		Dermestidae	<b>0.0016</b>	<b>0.5113</b>	<b>0.0452</b>	<b>0.3407</b>	<b>0.0334</b>	<b>-0.3606</b>
		Histeridae	<b>4x10<sup>-8</sup></b>	<b>0.7754</b>	<b>0.0083</b>	<b>0.4395</b>	<b>0.0021</b>	<b>-0.5018</b>
		Larvas	<b>0.0493</b>	<b>0.3348</b>	0.8897	0.0240	0.1675	0.2386
		Outros	0.4940	-0.1195	0.4480	-0.1325	0.2259	-0.2100
Mollusca	Gastropoda		0.6049	0.0905	0.4941	-0.1195	0.4923	0.1200
Annelida			0.9252	0.0165	0.5805	0.0967	0.0521	0.3779

**Anexo 6.** Caracterização dos replicados dos locais pastoreados e não pastoreados.

Pastoreio	Parcela	Características						
		Uso do solo	Sob-coberto	Densidade arbórea	Espécie de Árvores	Densidade de Matos	Espécie de Matos	Altura de matos
Sem Pastoreio	2004-1	Bravo	Matos	Densa	Sobreiro	Densa	Sargaço	Média
	2004-3	Bravo	Matos	Média	Sobreiro	Densa	Mistos	Média
	2004-4	Bravo	Matos	Média	Sobreiro	Densa	Mistos	Média
Com Pastoreio	Ctr-01	Pasto Natural	Pastoreio permanente	Média	Sobreiro	Esparsa	ST-Tojos	Média
	Ctr-04	Bravo	Matos	Densa	Sobreiro	Densa	Estevas	Alto
	Ctr-06	Bravo	Matos	Média	Sobreiro	Densa	Mistos	Média